



**UNIVERSIDADE DE ÉVORA**

**ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS**

**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**

**A selectividade de presas pelo bufo-real  
(*Bubo bubo*) no Sul de Portugal**

**Joana Vasconcelos Lopes**

**Orientação: Rui Lourenço**

**Mestrado em Biologia da Conservação**

**Dissertação**

**Évora, 2016**





**UNIVERSIDADE DE ÉVORA**

**ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS**

**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**

**A selectividade de presas pelo bufo-real  
(*Bubo bubo*) no Sul de Portugal**

**Joana Vasconcelos Lopes**

**Orientação: Rui Lourenço**

**Mestrado em Biologia da Conservação**

**Dissertação**

**Évora, 2016**

## AGRADECIMENTOS

São muitas as pessoas que fizeram, de algum modo, parte desta etapa. Não me vou alongar muito mas não quero deixar de agradecer a algumas pessoas importantes.

Ao meu orientador Rui Lourenço, pela proposta de trabalho, por me ter ensinado tanta coisa, por ser um excelente companheiro de campo (por me tirar as carraças de cima) e de laboratório (o que faria eu para identificar tantos ossos sozinha), por toda a disponibilidade (pelo fornecimento de todo o tipo de dados e informação, todas as respostas breves, todas as críticas construtivas e partilha de bibliografia), e, finalmente, por me assegurar a sua orientação até ao final, mesmo que o final tenha demorado a chegar.

Aos colegas amigos que nunca me deixaram desistir e que me “deram sempre na cabeça”, apesar de todas as complicações: Inês Bravo, Pedro Alves e Ricardo Monteiro. Foi também um prazer trabalhar convosco durante a parte curricular.

Ao José Vaquinhas pela preciosa revisão do documento.

Às grandes mulheres da minha vida, à Mãe Cristina, à Avó Júlia e à Avó Maria. Porque, mais do que se preocupar comigo, a minha Mãe sempre acreditou e confiou em mim e nas minhas decisões. Às super Avós porque insistiram sempre em que eu embarcasse nesta etapa e sei que será um orgulho enorme vê-la terminada, obrigada por todo o investimento, suporte e apoio. Independentemente de tudo, é muito graças a estas três mulheres, e ao seu amor incondicional, que hoje sou quem sou.

Ao João, o companheiro de todas as horas, que me aturou todas as neuras e ansiedades, que me ditou valores intermináveis, mas que sempre acreditou em mim e manteve os braços abertos em todas as chegadas de Évora.

A todos os amigos e familiares que, mais ou menos presentes nesta fase, se preocuparam com o andamento das coisas, que me proporcionaram todas as pausas para descontrair, que acreditaram sempre em mim e me transmitiram força para continuar sempre apesar dos obstáculos, a todos os que tiveram a paciência para me ouvir a falar do bufo-real e suas presas. Não os vou inumerar senão tinha que fazer mais um anexo, eles sabem quem são, e eu também!

À memória do Avô Francisco, por me ter contagiado com a sua sagaz curiosidade logo em pequenina.

Ao bufo-real, esse ser fantástico que se alimenta por aí...

A todos os que não me deixam esquecer que

***Se quiseses chegar rápido, vai sozinho. Se quiseses chegar longe, vai acompanhado.***

**– Provérbio Africano –**

## ÍNDICE

LISTA DE SIGLAS, ÍNDICE DE FIGURAS E ÍNDICE DE TABELAS	iii-v
RESUMO/ABSTRACT	vi/vii
<b>1 – INTRODUÇÃO</b>	<b>p. 1</b>
1.1 – DESCRIÇÃO DA ESPÉCIE – BUFO-REAL ( <i>BUBO BUBO</i> )	p. 3
1.2 – O COELHO E A LEBRE – DUAS ESPÉCIES ENERGETICAMENTE RENTÁVEIS	p. 5
1.3 – SELECTIVIDADE INTRA-ESPECÍFICA	p. 8
1.4 – OBJECTIVOS	p. 9
<b>2 – MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>p. 11</b>
2.1 – ÁREA DE ESTUDO	p. 11
2.2 – RECOLHA DE MATERIAL E DADOS	p. 12
2.3 – CARACTERIZAÇÃO GERAL DA DIETA DE BUFO-REAL NO SUL DE PORTUGAL	p. 12
2.4 – SELECTIVIDADE INTRA-ESPECÍFICA DE PRESAS	p. 16
2.4.1 – IDADE	p. 16
2.4.2 – BIOMASSA (PESO/BIOMASSA)	p. 17
2.4.2.1 – COELHO-BRAVO	p. 17
2.4.2.2 – LEBRE-IBÉRICA	p. 18
2.4.2.3 – RATAZANAS	p. 19
2.4.3 - SEXO	p. 20
<b>3 – RESULTADOS</b>	<b>p. 21</b>
3.1 – CARACTERIZAÇÃO GERAL DA DIETA DE BUFO-REAL NO SUL DE PORTUGAL	p. 21
3.2 – SELECTIVIDADE INTRA-ESPECÍFICA	p. 31
3.2.1 – COELHO-BRAVO	p. 32
3.2.2 – LEBRE	p. 34
3.2.3 – RATAZANAS	p. 38
3.2.4 – PERDIZ-VERMELHA	p. 41
3.2.5 – OURIÇO-CACHEIRO	p. 42
3.3 – DEFORMAÇÕES ÓSSEAS	p. 42
<b>4 – DISCUSSÃO</b>	<b>p. 43</b>
4.1 – CARACTERIZAÇÃO GERAL DA DIETA DE BUFO-REAL NO SUL DE PORTUGAL	p. 43
4.2 – SELECTIVIDADE INTRA-ESPECÍFICA	p. 50
4.2.1 – COELHO-BRAVO	p. 50
4.2.2 – LEBRE	p. 51
4.2.3 – RATAZANAS	p. 52
4.2.4 – PERDIZ-VERMELHA	p. 54
4.2.5 – OURIÇO-CACHEIRO	p. 54
4.3 – DEFORMAÇÕES ÓSSEAS	p. 55
4.4 – ENVIESAMENTO DOS DADOS E OUTRAS LIMITAÇÕES DESTE ESTUDO	p. 57
4.5 – CONSERVAÇÃO E INDICAÇÃO DE TRABALHOS FUTUROS	p. 61
<b>5 – BIBLIOGRAFIA</b>	<b>p. 63</b>
<b>6 – ANEXO I</b>	<b>p. 73</b>

NOTA: Este documento não está redigido ao abrigo do Acordo Ortográfico da Língua Portuguesa de 1990.

## LISTA DE SIGLAS

**CR1** – Curvas de regressão utilizadas para estimar o peso de indivíduos de lebre-ibérica dados por Lourenço (2000)  
**CR2** – Curvas de regressão calibradas e estimadas neste trabalho  
**DD** – Data Deficient (Informação Insuficiente)  
**DHV** – Doença Hemorrágica Viral  
**IGP** – Predação Intraguilda  
**IUCN** – International Union for Conservation of Nature  
**IQA** – Índice Quilométrico de Abundância  
**LC** – Least Concern (Pouco Preocupante)  
**LM** – Longitude Mandibular  
**NMI** – Número Mínimo de Indivíduos  
**NT** – Near Threatened (Quase Ameaçado)  
**POB** – Percentagem de Ocorrência em termos de Biomassa  
**PON** – Percentagem de Ocorrência em termos Numéricos

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Representação gráfica da distribuição dos 41 territórios pelas 5 zonas definidas.	<b>p. 11</b>
<b>Figura 2</b> – Exemplo de pares de úmeros ( <b>A</b> ), fémures ( <b>B</b> ) e tíbias ( <b>C</b> ) de indivíduos adultos ( <b>1</b> ), sub-adultos ( <b>2</b> ) e juvenis ( <b>3</b> ) de coelho-bravo.	<b>p. 16</b>
<b>Figura 3</b> – Fémures ( <b>A</b> ), tíbias ( <b>B</b> ) e úmeros ( <b>C</b> ) completos de coelho-bravo utilizados para inferir a biomassa utilizando o seu comprimento ( $x$ ).	<b>p. 17</b>
<b>Figura 4</b> – Fémures ( <b>A</b> ) e tíbias ( <b>B</b> ) completos de lebre-ibérica utilizados para inferir a biomassa utilizando o seu comprimento ( $x$ ).	<b>p. 18</b>
<b>Figura 5</b> – Crânios e respectivas mandíbulas – LM – de <i>Rattus rattus</i> ( <b>A</b> ) e <i>Rattus norvegicus</i> ( <b>B</b> ).	<b>p. 20</b>
<b>Figura 6</b> – Ossos identificativos de indivíduos de perdiz-vermelha.	<b>p. 20</b>
<b>Figura 7</b> – Tarso-metatarso de perdiz-vermelha, referentes a machos ( <b>A</b> ) e a fêmeas ( <b>B</b> ).	<b>p. 20</b>
<b>Figura 8</b> – Percentagens de ocorrência em termos numéricos (PON) agrupadas pelas 5 zonas definidas e por classes ( <b>Gráfico A</b> ), ordens de mamíferos ( <b>Gráfico B</b> ) e ordens de aves ( <b>Gráfico C</b> ).	<b>p. 22</b>
<b>Figura 9</b> – Média das percentagens de ocorrência em termos numéricos ( $\bar{x}_{PON}$ ) de coelho-bravo e lebre-ibérica, agrupadas pelas 5 zonas definidas.	<b>p. 25</b>
<b>Figura 10</b> – Média das percentagens de ocorrência em termos de biomassa ( $\bar{x}_{POB}$ ) de coelho-bravo e lebre-ibérica, agrupadas pelas 5 zonas definidas.	<b>p. 25</b>
<b>Figura 11</b> – Gráfico de dispersão relativo às médias de percentagem de ocorrência em termos numéricos de coelho-bravo ( <i>O. c.</i> ) e dos índices quilométricos de abundância (IQA), para as 5 zonas; e recta de regressão determinada.	<b>p. 29</b>
<b>Figura 12</b> – Percentagens de espécies que apresentam um dado estatuto de conservação. Legenda: LC – Pouco Preocupante; DD – Informação insuficiente; NA – Não Aplicável; NT – Quase ameaçado; VU – Vulnerável; EN – Em Perigo; CR – Criticamente em Perigo.	<b>p. 29</b>

<b>Figura 13</b> – Percentagens (%) das diferentes categorias de idade em indivíduos de coelho-bravo para os quais foi possível determinar a idade.	p. 32
<b>Figura 14</b> – Variação pesos (g) de indivíduos de coelho-bravo, estimados para cada uma das faixas etárias (caixas de bigodes representando a mediana, quartis superiores e inferiores, valores máximos e mínimos e observações extremas).	p. 33
<b>Figura 15</b> – Histograma relativo à percentagem de presas de coelho-bravo identificadas consoante as diversas categorias de peso (g).	p. 33
<b>Figura 16</b> – Percentagens (%) das diferentes categorias de idade em indivíduos de lebre-ibérica para os quais foi possível determinar a idade.	p. 34
<b>Figura 17</b> – Variação de pesos (g) de indivíduos de lebre-ibérica, estimados para cada uma das faixas etárias (caixas de bigodes representando a mediana, quartis superiores e inferiores, valores máximos e mínimos e observações extremas), curvas de regressão dadas por Lourenço (2000).	p. 35
<b>Figura 18</b> – Histograma relativo à percentagem de presas de lebre-ibérica identificadas consoante as diversas categorias de peso (g) - curvas de regressão dadas por Lourenço (2000).	p. 35
<b>Figura 19</b> – Curvas de regressão determinadas neste trabalho para cálculo da biomassa de indivíduos de lebre-ibérica em função do comprimento do fémur ( <b>Gráfico A</b> ) e do comprimento da tibia ( <b>Gráfico B</b> ).	p. 36
<b>Figura 20</b> – Variação de pesos (g) de indivíduos de lebre-ibérica, estimados para cada uma das faixas etárias (caixas de bigodes representando a mediana, quartis superiores e inferiores, valores máximos e mínimos e observações extremas), curvas de obtidas neste trabalho.	p. 37
<b>Figura 21</b> – Histograma relativo à percentagem de presas de lebre-ibérica identificadas consoante as diversas categorias de peso (g) - curvas de regressão obtidas neste trabalho.	p. 37
<b>Figura 22</b> – Histograma relativo à percentagem de presas de ratazanas identificadas conforme categorias de peso (g).	p. 38
<b>Figura 23</b> – Histograma relativo à percentagem de presas da espécie <i>Rattus rattus</i> conforme categorias de peso (g); pesos obtidos através da curva de regressão dada por Morris (1979) – <b>Gráfico A</b> ; e dada por Zamorano <i>et al.</i> (1986) – <b>Gráfico B</b> .	p. 39
<b>Figura 24</b> – Histograma relativo à percentagem de presas da espécie <i>Rattus norvegicus</i> conforme categorias de peso (g); pesos obtidos através da curva de regressão dada por Morris (1979) – <b>Gráfico A</b> ; e dada por Zamorano <i>et al.</i> (1986) – <b>Gráfico B</b> .	p. 40
<b>Figura 25</b> – Frequências de indivíduos de perdiz-vermelha (n) para as diferentes categorias de idade ( <b>Gráfico A</b> ) e percentagens (%) das mesmas ( <b>Gráfico B</b> ).	p. 41
<b>Figura 26</b> – Percentagem de indivíduos-presa de perdiz-vermelha para ambas as categorias de sexo.	p. 41
<b>Figura 27</b> – Frequências de indivíduos-presa de ouriço (n) para as categorias de idade ( <b>Gráfico A</b> ) e percentagens (%) das mesmas ( <b>Gráfico B</b> ).	p. 42
<b>Figura 28</b> – Percentagens de deformações ósseas registadas em indivíduos-presa.	p. 42
<b>Figura 29</b> - Exemplos de deformações ósseas registadas em aves ( <b>A</b> ) e em indivíduos de coelho-bravo ( <b>B</b> ).	p. 55
<b>Figura 30</b> – Parte de amostra de um território em fase de organização e identificação.	p. 58

**Figura 31** – “Dimorfismo sexual observado na cintura pélvica de *Oryctolagus cuniculus*. No macho, o ângulo entre os ísquios é notavelmente mais agudo do que na fêmea.” Adaptado de Donázar e Ceballos (1989). **p. 59**

## ÍNDICE DE TABELAS

**Tabela 1** – Resumo dos totais (n), percentagens de ocorrência em termos numéricos (PON%) médias das percentagens de ocorrência em termos numéricos ( $\bar{x}_{\text{PON}} \pm \text{SD}\%$ ) e médias das percentagens de ocorrência em termos de biomassa ( $\bar{x}_{\text{POB}} \pm \text{SD}\%$ ) por classes, ordens e algumas espécies (*O. cuniculus* e *L. granatensis*) para 41 territórios localizados no Sul de Portugal. **p. 21**

**Tabela 2** – Nº de territórios (n); N Total - total de espécies-presa identificadas (n); Riqueza específica em termos de espécies identificadas (a) e em termos de ordens (b); Média dos Índices de Diversidade de Shannon (H) relativo ao PON(%) das ordens; Média da Equitabilidade relativa ao PON(%) das ordens. Dados relativos a cada uma das 5 zonas definidas (1- NE Alentejo, 2- Alentejo Central, 3- NE Algarve, 4- Alto Guadiana, 5- Rio Ardila). **p. 23**

**Tabela 3** – PON(%) relativo às classes, ordens e espécies relevantes para cada uma das 5 zonas definidas (1- NE Alentejo, 2- Alentejo Central, 3- NE Algarve, 4- Alto Guadiana, 5- Rio Ardila). **p. 24**

**Tabela 4** –  $\bar{x}_{\text{POB}}(\%)$  relativo às classes, ordens e espécies relevantes para cada uma das 5 zonas definidas (1- NE Alentejo, 2- Alentejo Central, 3- NE Algarve, 4- Alto Guadiana, 5- Rio Ardila). **p. 24**

**Tabela 5** – Territórios para os quais a PON(%) relativa a lebre-ibérica (*L. g.*) foi superior à PON(%) relativa a coelho-bravo (*O. c.*). **p. 26**

**Tabela 6** – Totais (n) e médias das percentagens de ocorrência em termos numéricos ( $\bar{x}_{\text{PON}} \pm \text{SD}\%$ ) e das percentagens de ocorrência em termos de biomassa ( $\bar{x}_{\text{POB}} \pm \text{SD}\%$ ) de outras espécies-presa com valores de ocorrência superiores, relativos aos 41 territórios localizados no Sul de Portugal. **p. 27**

**Tabela 7** – Número de indivíduos de bufo-real consumidos (*B. b.*), valores dos índices quilométricos de abundância obtidos para coelho-bravo (IQA) e percentagem de ocorrência em termos numéricos de coelho-bravo (*O. c.*) para 33 territórios; média ( $\bar{x} \pm \text{SD}$ ) dos valores de IQA e *O. c.* obtidos para cada uma das 5 zonas. **p. 28**

**Tabela 8** – Espécies-presa identificadas com estatuto de conservação de ameaça e respectivos estatutos de conservação (CR, EN, VU, NT e DD), totais (n) e médias das percentagens de ocorrência numéricas ( $\bar{x}_{\text{PON}} \pm \text{SD}$ ) e de biomassa ( $\bar{x}_{\text{POB}} \pm \text{SD}$ ). **p. 30**

**Tabela 9** – Espécies identificadas como presas do bufo-real no Sul de Portugal mas que não constam em bibliografia anterior para o consumo de bufo-real na Península Ibérica, e respectivas médias de percentagem de ocorrência ( $\bar{x}_{\text{PON}} \pm \text{SD}$  e  $\bar{x}_{\text{POB}} \pm \text{SD}$ ). **p. 31**

**Tabela 10** – Número total de presas (**Total**, n), percentagem de ocorrência total em termos numéricos (**PON%**), média das percentagens de ocorrência em termos numéricos ( $\bar{x}_{\text{PON}} \pm \text{SD}\%$ ) e em termos de biomassa ( $\bar{x}_{\text{POB}} \pm \text{SD}\%$ ), por grupo taxonómico. **p. 73**



**A SELECTIVIDADE DE PRESAS PELO BUFO-REAL (*BUBO BUBO*) NO SUL DE PORTUGAL**

**RESUMO**

Este trabalho visa uma melhor compreensão acerca das preferências dietéticas e da selectividade de presas pelo bufo-real (*Bubo bubo*) no Sul de Portugal.

Foram analisadas e identificadas 8920 presas com base em rejeitos de presas recolhidos em 41 territórios, entre 1997 e 2012. Inferiu-se, quando possível, a idade, o sexo e a biomassa dos indivíduos.

Identificou-se um total de 77 espécies: 11 espécies não tinham ainda sido designadas como consumo do bufo-real na Península Ibérica. O consumo dietético incidiu sobretudo na classe dos mamíferos e das aves. Dentro dos mamíferos, as presas principais foram os lagomorfos, nomeadamente coelho-bravo e lebre-ibérica. Os dados obtidos sugerem que a abundância de coelho-bravo influencia a predação de outros grupos taxonómicos; revelam também uma preferência elevada por lebre-ibérica.

O aspecto mais inovador deste trabalho prende-se com o estudo da selectividade intra-específica de algumas espécies consumidas: coelho, lebre, ratazanas, perdiz e ouriço-cacheiro.

**Palavras-chave:** bufo-real; *Bubo bubo*; dieta; Sul de Portugal; selectividade de presas intra-específica; coelho-bravo; lebre-ibérica.

**PREY SELECTION BY EURASIAN EAGLE-OWL (*BUBO BUBO*) IN SOUTHERN PORTUGAL**

**ABSTRACT**

This work aims at a better understanding of dietary preferences and selectivity of prey by the Eurasian Eagle-Owls (*Bubo bubo*) in southern Portugal.

A total of 8920 prey was analysed and identified using prey remains collected in 41 territories, between 1997 and 2012. It was inferred whenever possible the age, sex and biomass of individuals.

Seventy-seven species were identified: 11 species have not yet been designated as a Eurasian Eagle-Owl's prey in Iberian Peninsula. The dietary intake was mainly focused on the class of mammals and birds. Inside mammals, the main prey were lagomorphs, including wild rabbit and Iberian hare. The results suggest that the abundance of wild rabbit influences the predation on other taxonomic groups; also indicates a high preference for Iberian hare.

The most innovate aspect of this work is related to the study of intra-specific selectivity of some species: rabbit, hare, rats, red-legged partridge and hedgehog.

**Key words:** Eurasian Eagle-Owl; *Bubo bubo*; diet; southern Portugal; intra-specific prey selectivity; wild rabbit; Iberian hare.

## 1 – INTRODUÇÃO

O estudo da dieta de um predador é essencial para a conservação de uma dada espécie, uma vez que a forma como se alimenta poderá influenciar determinantemente não só a sua capacidade de sobrevivência (Houston & Francis, 1995; Rohner & Hunter, 1996; Hakkarainen *et al.*, 2002) como o seu sucesso reprodutor (Viñuela & Veiga, 1992; Penteriani *et al.*, 2002a; Valkama *et al.*, 2002; Lehikoinen *et al.*, 2013). Além disso, o estudo das dietas das espécies é muito importante, permitindo conhecer as relações predador-presa e contribuindo para um melhor conhecimento acerca da conservação das espécies envolvidas (Serrano, 2000) e da estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Moleón *et al.*, 2009).

O bufo-real (*Bubo bubo* Linnaeus, 1758) é um grande predador nocturno, que apresenta uma distribuição Paleártica (BirdLife International and NatureServe, 2012) e, por isso, a sua dieta já foi bastante estudada em vários países (Lourenço *et al.*, 2011). No entanto, para a Península Ibérica, a informação existente refere-se sobretudo a regiões espanholas (por exemplo: Donazar & Ceballos, 1989; Serrano, 1998; Martínez & Zuberogoitia, 2001; Penteriani *et al.*, 2008b), havendo ainda pouca informação publicada para regiões portuguesas para além do trabalho de Lourenço (2006) que se pretende agora complementar e aprofundar. Embora actualmente se desenvolvam complexos modelos biogeográficos, a posição geográfica e bioclimática de um dado território nem sempre permite prever com fiabilidade a percentagem de espécies-presa capturadas, devido às diferentes variáveis ambientais (Vargas *et al.*, 1988). Para além disso, os estudos anteriores relativos à dieta do bufo-real centram-se sobretudo nas espécies consumidas e respectivas percentagens de consumo, incidindo pouco nas questões acerca da selectividade intra-específica, aspecto inovador deste trabalho.

Sendo uma espécie apta a ocupar várias regiões bioclimáticas, o bufo-real é geralmente considerado um predador de topo generalista, mas que apresenta um comportamento especialista localmente, predando sobre o alimento que lhe é mais vantajoso energeticamente (Donazar *et al.*, 1989). Isto vai de encontro ao facto de que a dieta ideal de um predador resulta do saldo positivo entre a energia adquirida no consumo de uma determinada presa e a energia gasta a procurar e a capturar essa mesma presa (MacArthur & Pianka, 1966).

Assim sendo, nas regiões mediterrânicas, apesar da dieta do bufo-real abranger uma grande variedade de espécies; que inclui aves, pequenos mamíferos, anfíbios, répteis e macroinvertebrados, consoante a disponibilidade alimentar existente (Donázar, 1988a, 1988b), a dieta das populações ibéricas de bufo-real é especializada na predação de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758) (Donázar, 1989; Serrano, 1998). Tal dever-se-á não só ao elevado valor nutritivo deste lagomorfo, mas também à inexistência de uma espécie-presa de tamanho similar (Donázar *et al.*, 1989); e ao facto de esta espécie-presa atingir elevadas densidades populacionais na Península Ibérica (Ortego & Díaz, 2004). Ainda dentro da ordem dos lagomorfos, é de destacar também a importância da lebre-ibérica (*Lepus granatensis* Rosenhauer, 1856) que assume uma posição de destaque nas frequências observadas para populações portuguesas (Lourenço, 2006) em comparação com outros trabalhos efectuados em regiões espanholas (por exemplo: Donázar, 1989; Serrano, 1998; Martínez & Zuberogoitia, 2001). Como tal, o estudo de questões em termos de selectividade poderá ser importante na medida em que permite perceber melhor o tipo de impacto que um predador poderá ter sobre as populações das espécies consumidas, sobretudo se houver remoção preferencial de determinados grupos de idade, sexo ou condição física.

Neste caso em concreto, e como já foi referido, o bufo-real predadora sobretudo lagomorfos – espécies cinegeticamente apreciadas – o que muitas vezes contribui para a existência de conflitos entre os gestores das reservas de caça e as espécies autóctones de predadores. O estudo da selectividade intra-específica, no caso das espécies cinegéticas poderá, assim, contribuir para a resolução ou minimização desses conflitos.

Apesar de não ser uma espécie facilmente avistada, devido aos seus hábitos nocturnos e aos locais de difícil acesso onde nidifica, o bufo-real não se encontra com um estatuto de conservação dos mais preocupantes, estando descrito no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005) como uma espécie quase ameaçada (NT). Assim, a determinação da dieta óptima da espécie poderá ser importante para averiguar medidas de gestão e conservação correctas, de modo a evitar que a espécie se torne mais ameaçada. Para além disso, entender a forma como o bufo-real se alimenta poderá ser essencial para a conservação de outras espécies, uma vez que é um predador de topo (Donázar *et al.*, 1989), e que poderá ter impacto nas populações de outros predadores (nomeadamente outras rapinas) ou de outras espécies com estatutos de conservação prioritários (Marchesi *et al.*, 2002); no caso de outros predadores, essa questão ainda é mais premente, uma vez que esta espécie poderá praticar predação

“intraguilda” (IGP) (Sergio *et al.*, 2003; Lourenço *et al.*, 2011, 2014), ou seja, a captura e ingestão de espécies que utilizam os mesmos recursos, por vezes limitados, tornando-se eventuais competidoras (Polis *et al.*, 1989). Para além da questão da remoção de outras espécies que possam ser eventuais competidoras, a predação de outras rapinas poderá estar ainda relacionada com a baixa disponibilidade da presa principal (o coelho-bravo), acabando por serem capturadas devido ao seu tamanho adequado, já que a discriminação de presas pelo bufo-real parece ocorrer muitas vezes em função do tamanho e não propriamente segundo um critério taxonómico (Serrano, 2000).

### **1.1 – DESCRIÇÃO DA ESPÉCIE – BUFO-REAL (*BUBO BUBO*)**

Taxonomicamente, o bufo-real pertence à classe das aves, à ordem dos Strigiformes e à família Strigidae. Actualmente, o seu estatuto de conservação é considerado pouco preocupante (LC) a nível global (IUCN, 2012) e quase ameaçado (NT) a nível nacional (Cabral *et al.*, 2005). Em Espanha é considerado também como sendo uma espécie pouco preocupante (LC) (Cabral *et al.*, 2005). Em termos de ocorrência, é residente em toda a Europa (Cramp, 1985; Cabral *et al.*, 2005) e apresenta um comportamento territorial (Penteriani e Delgado, 2010).

É uma ave de grande porte (comprimento: 60-75cm; envergadura: 160-188cm) de cor ocre manchada de castanho escuro; as asas são pardas com listas transversais ocre e garganta branca; apresenta uma cabeça característica, com o bico escuro, os olhos laranja, a garganta clara ou esbranquiçada e dois grupos de penas no topo da cabeça que aparentam ser orelhas; as patas são cobertas de penas (Cramp, 1985; Penteriani & Delgado, 2010). A espécie apresenta dimorfismo sexual, sendo que as fêmeas são geralmente maiores que os machos (dimorfismo sexual invertido) (Delgado & Penteriani, 2004), o que se reflecte no peso médio das fêmeas ( $2026,8 \pm 162,5$  g) face ao dos machos ( $1543,2 \pm 163,6$  g) (Martínez *et al.*, 2002), isto para populações ibéricas (*B. b. hispanus*), que apresentam pesos cerca de 30% mais baixos que as restantes populações europeias (*B. b. bubo*) (Penteriani & Delgado, 2010). Através da análise de parâmetros morfológicos consegue-se determinar o sexo com sucesso em 90% dos casos (Delgado & Penteriani, 2004); no entanto, no campo, apenas é possível determinar o sexo perante vocalizações específicas do sexo ou através de comportamentos específicos (apenas a fêmea incuba os ovos) (Delgado & Penteriani, 2004).

É uma espécie activa sobretudo do crepúsculo ao amanhecer, deslocando-se de forma silenciosa (Cramp, 1985), num voo com trajectória rectilínea e batendo as asas arredondadas poucas vezes (Penteriani & Delgado, 2010).

Sendo uma espécie com distribuição paleárctica, o bufo-real ocupa vários tipos de habitat, desde florestas de coníferas a desertos quentes. No entanto, as paisagens rochosas são comumente as mais favoráveis à fixação da espécie, sobretudo se nelas existir disponibilidade de alimento e de locais de abrigo adequados à nidificação: locais à beira de penhascos abrigados, fendas nas rochas e entradas de cavernas (Cramp, 1985). Podem ainda utilizar ninhos de outras rapinas abandonados ou até fazer ninho na base das árvores ou de arbustos em florestas (Cramp, 1985; Penteriani *et al.*, 2012); em qualquer dos casos, costumam ser locais com algum declive e não costuma ser adicionado qualquer material para a construção do ninho (Cramp, 1985). Os casais reprodutores mantêm-se ao longo da vida dos indivíduos, definindo um território que, em parte, se poderá sobrepor a territórios de pares reprodutores vizinhos (Cramp, 1985). Geralmente, a postura inicia-se em Dezembro, originando uma incubação e uma eclosão assíncronas de 1-6 ovos brancos (sendo de 2-4 o mais frequente), postos em intervalos de 1-2 dias (Mikkola, 1983; Cramp, 1985; Penteriani & Delgado, 2010), e que serão chocados apenas pela fêmea ao longo de 34-36 dias, altura essa em que a fêmea é alimentada pelo macho (Cramp, 1985). Após a eclosão dos ovos, a fêmea permanece no ninho de forma quase contínua durante cerca de 1 mês (Penteriani & Delgado, 2010); nas primeiras 2-3 semanas o macho traz a comida para o ninho ou deposita-a na proximidade deste e a fêmea vai alimentando as crias com pedaços pequenos das presas (Cramp, 1985). Após as 3 semanas, as crias começam a alimentar-se e começam a ingerir pequenas presas inteiras (Cramp, 1985). Às 5 semanas começam a fazer pequenas caminhadas em redor do ninho e aos 52 dias já são capazes de voar alguns metros (Mikkola, 1983). Quando os ninhos se localizam no chão, as crias podem começar a sair do ninho com 22-25 dias de idade, mas quando os ninhos se encontram mais elevados, geralmente permanecem nestes até às 5-7 semanas (Cramp, 1985). Até às 20-24 semanas, os juvenis continuam a receber o auxílio dos progenitores sendo que entre Setembro e Novembro já começam a sair dos territórios (ou a ser expulsos pelos progenitores) para a dispersão, e o macho volta a cantar e a inspeccionar futuros locais de nidificação (Cramp, 1985). Os jovens atingem a maturidade sexual no ano seguinte ao seu nascimento (Penteriani & Delgado, 2010) mas, normalmente, só se reproduzem no seu 2º ou 3º ano de idade (Cramp, 1985). Devido ao tempo em que a fêmea, e mais

tarde as crias, passam no ninho, existe nestes uma grande acumulação de ossos, egagrópilas e restos de presas que, ao serem recolhidos, permitem o estudo detalhado da dieta da espécie (Mikkola, 1983). Para além do ninho em si, os locais próximos ao ninho são também fonte de material, por servirem de poisos de alimentação e havendo, por isso, depósito de restos de presas (Mikkola, 1983).

Em termos de alimentação, o bufo-real utiliza principalmente habitats cujo relevo é acentuado, ocupados por matos em geral esparsos ou de aproveitamento agro-pecuário extensivo. Procura também alimento em manchas florestais abertas, bosques ribeirinhos, zonas húmidas ou alagadas e até em espaços peri-urbanos e aterros sanitários (ICNF, 2014).

A longevidade máxima em liberdade, registada por Møller (2006), é de 21 anos. Apesar de não terem predadores naturais, a perseguição directa (abate a tiro, destruição de ovos e das crias), a electrocussão em cabos de média e alta tensão, a colisão com veículos nas estradas e a colisão com vedações são as causas mais comuns da sua morte (Penteriani & Delgado, 2010). A diminuição das populações de coelho-bravo (devido às epizootias mixomatose e doença hemorrágica viral – DHV), o abandono e alteração das práticas agro-pecuárias tradicionais, a degradação dos habitats de nidificação e/ou alimentação, a instalação de parques eólicos, a perturbação humana, a falta de sensibilidade por parte das populações rurais e a falta de conhecimento acerca dos processos da biologia e ecologia da espécie e dos seus factores de ameaça são outras ameaças descritas para as populações de bufo-real em Portugal pelo Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (ICNF, 2014).

## **1.2 – O COELHO E A LEBRE – DUAS ESPÉCIES ENERGETICAMENTE RENTÁVEIS**

Como já foi referido anteriormente, o coelho-bravo e a lebre-ibérica são duas espécies da ordem Lagomorpha de grande importância na dieta do bufo-real (Donazar, 1989; Serrano, 1998; Lourenço, 2006). Como tal, importa perceber alguns dos aspectos relacionados com a sua existência em Portugal, em termos de ecologia e biologia.

Relativamente ao coelho-bravo, apesar de ocorrer em vários países europeus, em alguns locais da América do Sul e na Austrália, esta é uma espécie originária da Península Ibérica, sendo residente em todo o território continental português, em particular a subespécie *O. c. algirus* (Cabral *et al.*, 2005). Apresenta elevada importância

nos ecossistemas mediterrânicos devido ao seu valor energético e abundância elevados, canalizando assim muita da energia entre produtores primários e predadores (Delibes & Hiraldo, 1981). As frequências elevadas em que esta espécie ocorre na dieta de mais de 40 espécies de predadores diferentes, chegando a representar cerca de 90% da biomassa consumida, conferem uma posição de destaque a esta espécie, face a outras presas (Soriguer, 1983). Como tal, toda a informação relacionada com esta espécie contribuirá para uma melhor compreensão dos ecossistemas mediterrânicos ibéricos (Soriguer, 1983) e, portanto, situações de baixa densidade da espécie têm sido consideradas como uma influência na estrutura das comunidades de rapinas mediterrânicas e na conservação de rapinas ameaçadas (Serrano, 2000). Assim, a ocorrência de indivíduos desta espécie na dieta de bufo-real, é um dos indicadores da sua disponibilidade local (Donázar, 1989; Serrano, 1998).

Em termos de habitat, a sua preferência refere-se a áreas mistas organizadas em mosaico onde seja possível encontrar abrigo (matos e bosques temperados) e zonas abertas (pastagens e terrenos agrícolas) (Cabral *et al.*, 2005). Actualmente, o seu estatuto de conservação, em Portugal e na sua restante distribuição, é referido como quase ameaçado (NT) (Cabral *et al.*, 2005; IUCN, 2012). Tal deve-se ao decréscimo populacional observado que deriva do facto de esta ser uma espécie cinegética, de estar sujeita a uma grande pressão de predação, por se assistir a uma perda do seu habitat preferencial e por estar a ser afectada por duas doenças – a mixomatose e a DHV – que causam nas populações de coelho uma elevada mortalidade (Cabral *et al.*, 2005). Doenças como a DHV e a mixomatose foram descritas como facilitadores da captura de indivíduos de coelho-bravo por parte dos predadores, uma vez que estes se tornam mais vulneráveis e, por isso, mais susceptíveis à predação (Viñuela & Veiga, 1992). No entanto, estas doenças causam elevadas taxas de mortalidade nas populações e, no caso do bufo-real, o declínio nas populações de coelho-bravo provocado pela DHV parece ter afectado negativamente o sucesso reprodutivo de algumas populações em Espanha (Martínez & Calvo, 2001).

Esta espécie reproduz-se tipicamente entre Novembro e Junho, no entanto, a sua reprodução é fortemente influenciada pelas condições locais de temperatura e pluviosidade (Bravo, 2011). A gestação dura cerca de 30 dias e o tamanho médio das ninhadas varia de acordo com o ecossistema, a disponibilidade alimentar e o peso da fêmea (Tablado *et al.*, 2009). As crias nascem cegas e com um peso entre os 35-45 g



(Bravo, 2011) e, passadas 3 semanas, começam a sair das tocas com um peso de cerca de 150-200 g (Wood, 1980).

A lebre-ibérica, a única espécie de lebre descrita para Portugal e que ocorre de forma residente (no continente), é endémica da Península Ibérica, apresentando um estatuto de conservação, em Portugal e na sua restante distribuição, pouco preocupante (LC) (Cabral *et al.*, 2005; IUCN, 2012). Seja em Portugal ou em Espanha, a lebre-ibérica pode persistir em vários tipos de habitat (Mitchell-Jones *et al.*, 1999), sendo os espaços abertos considerados o habitat preferido pela espécie, uma vez que apresentam grande capacidade de camuflagem neste tipo de habitat; têm, no entanto, necessidade de algum tipo de coberto (arbustos ou pedras) como protecção contra alguns predadores (Flux & Angermann, 1990). Assim, zonas em que as áreas de cultivo irrigadas alternam com áreas de terreno aberto, plano e seco podem representar condições óptimas para a ocorrência da lebre (Farfán *et al.*, 2012). A reprodução desta espécie é contínua ao longo de todo o ano, com picos entre Fevereiro e Junho (coincidente com a de bufo-real e coelho-bravo) (Alves & Ferreira, 2002), sendo que o número médio anual de ninhadas por fêmea produtiva e o tamanho médio da ninhada são 3,48 e 2,08, respectivamente (Farfán *et al.*, 2004); como tal, existe, ao longo do ano, uma disponibilidade contínua de indivíduos das diferentes classes etárias. As lebres são sobretudo crepusculares e nocturnas, encontrando-se activas apenas durante a noite (quando estas apresentam a duração suficiente para as suas actividades diárias) (Homolka, 1986; Paupério, 2003), o que origina uma taxa de encontro com o bufo-real elevada uma vez que os seus ritmos circadianos se sobrepõem. À semelhança do coelho-bravo, a lebre-ibérica apresenta um elevado valor energético como presa, no entanto, as densidades populacionais da lebre são geralmente inferiores às de coelho-bravo (Paupério, 2003), o que poderá ser um factor chave na preferência do coelho face à lebre pelo bufo-real.

Aquilo que torna estas duas espécies efectivamente rentáveis do ponto de vista energético prende-se sobretudo com a dimensão que os indivíduos apresentam, representando índices de biomassa próximos ou até superiores às necessidades diárias de biomassa do bufo-real – em cativeiro, o consumo diário de indivíduos adultos é de 300-400g no inverno e de 200-300g no Verão (Cramp, 1985).

### 1.3 – SELECTIVIDADE ESPECÍFICA E INTRA-ESPECÍFICA

No âmbito deste trabalho, pretende-se perceber a selectividade específica subjacente à dieta levada a cabo por populações de bufo-real no Sul de Portugal, e perceber também aspectos da selectividade intra-específica, sobretudo para as duas espécies acima descritas e de crucial importância – que tipo de indivíduos (em termos de idade, sexo e peso) serão preferencialmente predados por indivíduos de bufo-real.

Perceber aspectos relativos à selectividade contribuirá para a determinação da dieta óptima da espécie, resultante do saldo positivo entre o tempo e energia dispendidos na procura, captura e transporte das presas, e a energia em termos de biomassa adquirida (MacArthur & Pianka, 1966). Estabrook & Dunham (1976) definem ainda dieta óptima como o conjunto de presas que ao serem encontradas e ingeridas irão maximizar o valor de ingestão nutritiva por unidade de tempo. Para além disso, a possibilidade de um predador satisfazer as suas necessidades energéticas diárias e o facto de a presa preferida existir em elevadas densidades aumentará o seu sucesso reprodutivo (Lehikoinen *et al.*, 2013). Segundo a análise da teoria original acerca da dieta óptima (MacArthur & Pianka, 1966), Schluter (1981) refere três suposições: 1) quando uma presa óptima é abundante, os predadores deverão alimentar-se unicamente dessa presa mais favorável; 2) a inclusão de outras espécies na dieta não dependerá da abundância dessas espécies mas sim da abundância da espécie mais rentável; e 3) quando a abundância da presa preferida diminui, a diversidade específica da dieta deverá aumentar. Suposições essas verificadas em trabalhos anteriores, como é o caso de Steenhof & Kochert (1988) e Lehikoinen *et al.* (2013) e que se pretende agora averiguar se se aplicam às populações de bufo-real no Sul de Portugal.

Intra-especificamente, a escolha de indivíduos maiores, por exemplo, dever-se-á apoiar na teoria de que um predador, perante duas presas pertencentes ao seu espectro trófico, tenderá a seleccionar a de maiores dimensões, sempre que exista uma igualdade no tempo e energia dedicados à sua procura, captura e manejo (Krebs & Davies, 1997). No entanto, segundo estudos anteriores (Donázar *et al.*, 1989), o bufo-real tende a capturar lagomorfos juvenis.

Quando um predador incide sobre uma determinada fracção populacional e rejeita total ou parcialmente as restantes, assiste-se a uma selectividade activa; quando, por outro lado, o processo selectivo é resultado de uma predação indiscriminada sobre a presa, trata-se de selectividade passiva (Vargas *et al.*, 1988).

Outro aspecto a ter em consideração é o facto de os predadores poderem capturar selectivamente indivíduos que apresentem pior condição física, como é o caso das deformações ósseas que se reflectam na locomoção das presas. Esta questão pode ser analisada sob diferentes pontos de vista: 1) pode ocorrer uma selecção activa uma vez que o predador se apercebe que estes indivíduos são mais fáceis de capturar; ou 2) ocorre uma selecção passiva em que existem duas possibilidades, a) os indivíduos mais fracos são mais acessíveis, porque não conseguem estabelecer um território ou um par e vêem-se obrigados a dispersar indefinidamente ou b) simplesmente têm mais dificuldade na fuga aos predadores (Vargas *et al.*, 1988).

Adquirindo o conhecimento acerca da dieta deste predador nas áreas de estudo, poder-se-á inferir medidas concretas de gestão e conservação do bufo-real. Para além disso, permitirá ainda perceber qual o impacto da presença do bufo-real nas populações das suas presas preferenciais, associando este conhecimento à construção de modelos e a informação demográfica dessas mesmas populações (Kittlein, 1997).

#### **1.4 – OBJECTIVOS**

Com este estudo pretende-se, de uma forma geral, caracterizar a dieta de bufo-real no Sul de Portugal, de modo a averiguar qual o consumo em termos numéricos e de biomassa dos vários grupos taxonómicos identificados pela análise de material recolhido em 41 territórios de bufo-real localizados nesta região.

Em termos de objectivos específicos pretende-se:

- a) Perceber de que forma se relacionam os consumos dos vários grupos taxonómicos entre si, nos territórios e regionalmente;
- b) Estabelecer relações entre a composição da dieta e a abundância de coelho-bravo;
- c) Estabelecer relações entre a composição da dieta e a ecologia/comportamento do bufo-real e das espécies consumidas;
- d) Determinar se no Sul de Portugal o bufo-real preda sobre espécies que apresentem um estatuto de conservação de ameaça;
- e) Determinar com que espécies este trabalho contribui para a listagem de espécies consumidas pelo bufo-real na Península Ibérica;
- f) Estudar a selectividade intra-específica de presas – em termos de idade, sexo e biomassa (sempre que possível) – em indivíduos identificados como coelho-

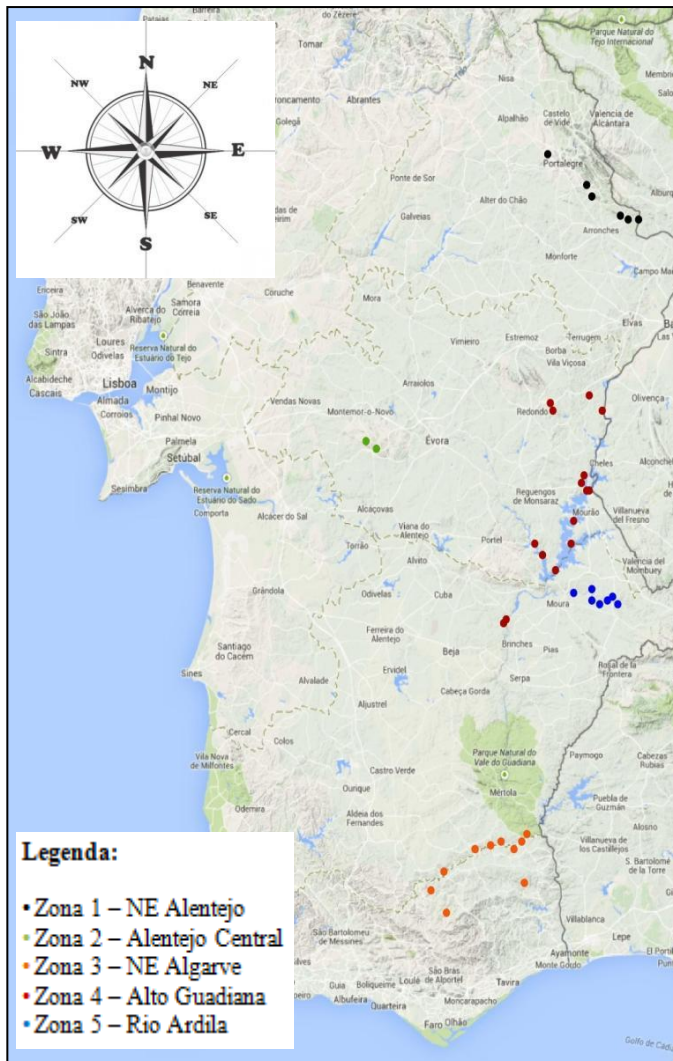
bravo, lebre-ibérica, ratazanas, perdiz-vermelha e ouriço-cacheiro – e a sua relação com a ecologia das espécies;

- g) Rever as curvas de regressão que permitem inferir o peso de indivíduos de lebre-ibérica através de ossos longos (tíbia e fémur);
- h) Determinar as proporções de indivíduos com deformações ósseas nos grupos taxonómicos consumidos.

## 2 – MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 – ÁREA DE ESTUDO

Este estudo baseia-se na análise de dados referentes a 41 territórios de bufo-real identificados anteriormente (23 dos quais constaram do trabalho de Lourenço, 2006, e



**Figura 1** – Representação gráfica da distribuição dos 41 territórios pelas 5 zonas definidas.

os restantes identificados posteriormente nas mesmas zonas e pelo mesmo autor) e situados no Sul de Portugal, nomeadamente nas regiões do Alentejo e Algarve, onde os andares bioclimáticos são meso e termo-mediterrânicos, caracterizados por um período anual de calor e clima mediterrânico seco (Rivas-Martínez *et al.*, 2002).

Para melhor análise dos dados e pelo facto de os territórios se localizarem em zonas distintas, agruparam-se os 41 territórios em 5 zonas –

**figura 1:** 1) Serra de São Mamede (NE Alentejo) com 6 territórios, 2) Serra de Monfurado (Alentejo Central) com 2 territórios, 3) Serras

algarvias de Alcoutim, Loulé e São Brás de Alportel (NE Algarve) com 10 territórios, 4) do Alandroal a Pedrógão (Alto Guadiana) com 16 territórios, e 5) Moura, Mourão e Barrancos (Rio Ardila) com 7 territórios.

## **2.2 – RECOLHA DE MATERIAL**

Entre 1997 e 2012, foram recolhidos restos de presas (egagrópilas recentes e antigas, restos de presas e ossos acumulados), junto a ninhos usados recentemente e a poisos de alimentação, em 41 territórios de bufo-real identificados no Sul de Portugal. De modo a reduzir a perturbação, as visitas aos locais de colecta realizaram-se no final das estações reprodutoras (Abril a Julho), quando as crias já eram capazes de voar; uma vez que esta espécie, quando perturbada, poderá abandonar os ovos e/ou crias (Mikkola, 1983). Cada território apenas era visitado num ano e, raramente sucedeu que um território fosse visitado em anos consecutivos. O material total recolhido é, por isso, um resultado acumulativo do material recolhido ao longo de 15 anos nos diferentes territórios.

Foram ainda elaborados transectos em 33 territórios (distribuídos pelas 5 zonas definidas), com distâncias de 2 km cada um, para contagem de latrinas de coelho-bravo, de modo a estimar as abundâncias relativas da espécie nos vários territórios. Os transectos foram sempre realizados por dois observadores, ao longo de caminhos de terra, procurando dejectos até 1m de cada lado dos caminhos. Considerou-se presença de uma latrina sempre que se observavam 20 ou mais dejectos juntos numa área inferior a 1m<sup>2</sup>.

## **2.3 – CARACTERIZAÇÃO GERAL DA DIETA DE BUFO-REAL NO SUL DE PORTUGAL**

Analizou-se laboratorialmente o material recolhido nos vários territórios, de modo a identificar as espécies-presa, directamente através de restos identificativos das espécies (espinhos de ouriço-cacheiro, por exemplo), através de ossadas e respectivas medidas (comprimento) ou através das ossadas obtidas após tratamento de egagrópilas recolhidas.

Na identificação das presas recorreu-se a manuais e livros de anatomia de vertebrados, nomeadamente, Hickman & Hickman (1993), Proctor & Lynch (1993), Feldhamer *et al.* (1999) e Hildebrand (1988). Em alguns casos mais específicos, foram ainda consultadas colecções de referência do Museu de História Natural da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e da Osteoteca do Laboratório de

Por cada amostra, recolhida num dado território, determinou-se o número mínimo de indivíduos-presa (NMI) referentes a cada grupo taxonómico, de acordo com as recomendações fornecidas por Marchesi *et al.* (2002), de modo a evitar enviesamento dos dados. Para além disso, para uma mesma amostra, analisaram-se simultaneamente os restos de presas e as ossadas recolhidas e obtidas através do tratamento das egagrópilas, diminuindo mais uma vez o enviesamento dos dados, já que bibliografia existente sugere que a utilização de várias técnicas em simultâneo produz resultados mais fiáveis (Marchesi *et al.*, 2002).

Especificamente, para a contabilização de lagomorfos nas amostras utilizaram-se estruturas ósseas tais como crânios, mandíbulas, maxilares superiores, úmeros, rádios, ulnas (cúbito), sacros (fusão das vértebras sacrais), ossos pélvicos, fémures, tibia-fíbulas e tarsos (calcaneus). Na identificação de roedores e insectívoros utilizaram-se os crânios e as mandíbulas (Gama, 1957; Madureira & Ramalhinho, 1981; Yalden & Morris, 1990), sendo que em muitos casos a identificação baseou-se também em ossos longos diagnosticantes (úmeros, ossos pélvicos, fémures e tibia-fíbulas). Relativamente à classe das aves, a identificação dos indivíduos ocorreu sobretudo com base na análise dos crânios, bicos, tarso-metatarsos e úmeros, e com o apoio de bibliografia como Mikkola (1983), Cramp (1985), Moreno (1985), Moreno (1986), Moreno (1987) e Brown *et al.* (1999). Em termos de anfíbios e répteis, a contabilização baseou-se sobretudo em ossos longos como tíbias-fíbulas, fémures e úmeros, recorrendo-se a manuais como Yalden (1977) e Yalden & Morris (1990). Em relação à identificação e contabilização de peixes, somente de água doce, utilizaram-se os pré-maxilares, os dentários e os 5ºs ceratobranquiais (dentes faríngeos), recorrendo a bibliografia como Collares-Pereira (1983), Trancoso (1987), Prenda & Granado-Lorencio (1992) e Prenda *et al.* (1997). Finalmente, os invertebrados, pertencentes ao phylum arthropoda, foram identificados e contabilizados através das estruturas diagnosticantes do exoesqueleto e recorrendo a bibliografia (Chinery, 1986).

Para todos os grupos taxonómicos, registaram-se todas as deformações ósseas detectadas.

Após contabilização do número total de indivíduos de cada grupo taxonómico, efectuou-se o cálculo de percentagens de ocorrência em termos numéricos (PON) (1) e em termos de biomassa (POB) (2), para obter as percentagens relativas de ocorrência das diferentes classes, ordens e espécies, em cada um dos territórios e zonas.

$$(1)PON = \frac{n^{\circ} \text{ de indivíduos de uma classe de presas } (n)}{n^{\circ} \text{ total de presas identificadas } (n)} \times 100\%$$

$$(2)POB = \frac{\text{biomassa média } (g) \times n^{\circ} \text{ de indivíduos de uma classe de presas } (n)}{\text{biomassa total das presas consumidas } (g)} \times 100\%$$

Relativamente ao cálculo das POB's, torna-se difícil atribuir pesos a cada uma das classes de presas, sobretudo por serem tão variadas. No caso das duas espécies mais consumidas, o coelho-bravo e a lebre-ibérica, questões de biomassa serão analisadas com mais detalhe e de uma forma mais precisa (ver **2.4.2 – Biomassa**), sobretudo porque a gama de pesos varia bastante intra-especificamente. No entanto, os valores de biomassa médios para estas duas espécies foram obtidos através da utilização de estruturas ósseas através das quais é possível inferir o peso dos indivíduos. Da mesma forma se obtiveram os valores de biomassa média para algumas aves (passeriformes n.i. e não-passeriformes n.i.) e para o género *Barbus* spp.. Para indivíduos da ordem anura, a biomassa média foi estimada através da pesagem de indivíduos na área de estudo. Para as restantes presas, utilizaram-se valores constantes em bibliografia diversa: Mathias (1999) para mamíferos; Hiraldo *et al.* (1975b), Cramp (1985), Cramp (1988), Cramp & Perrins (1994) e Mikkola (1983) para aves; Hiraldo *et al.* (1975b) para répteis; Florêncio (1993), Tomé (1994) e Ferreira (1997) para invertebrados.

Calcularam-se também as médias aritméticas totais das PON's e das POB's obtidas para cada um dos 41 territórios ( $\bar{x}_{PON} \pm SD$  e  $\bar{x}_{POB} \pm SD$ ).

Para o estudo da diversidade trófica da dieta do bufo-real no sul de Portugal, determinou-se, para cada uma das 5 zonas, a riqueza específica em termos de espécies identificadas – Riqueza Específica (a) – e ao nível das ordens – Riqueza Específica (b). Calculou-se também o Índice de Diversidade de Shannon (H) e a Equitabilidade ao nível das PON's relativos às ordens (de modo a não perder informação relativamente a grande parte dos indivíduos para os quais não foi possível determinar a espécie mas para



os quais se inferiu a ordem), para cada um dos territórios e calculou-se a média aritmética de H e Equitabilidade para as 5 zonas.

Com base nos dados recolhidos nos transectos efectuados, calcularam-se os índices quilométricos de abundância (IQA) (3) para 33 dos territórios:

$$(3)IQA = \frac{n^{\circ} \text{ de latrinas } (n)}{2km}$$

Sendo que uma latrina corresponde a, aproximadamente, um total de 20 dejectos (Beja *et al.*, 2007).

De seguida, tentou-se averiguar, graficamente, a relação entre as médias das abundâncias relativas dadas pelos IQA's e as médias das PON's de coelho-bravo na dieta dos indivíduos de bufo-real, nas 5 zonas diferentes, calculando a respectiva recta de regressão e o seu ajuste aos dados ( $R^2$ ).

Através da consulta de bibliografia (Cabral *et al.*, 2005), averiguou-se o estatuto de conservação que cada uma das espécies, identificadas neste trabalho como presa do bufo-real, apresenta para Portugal, de modo a perceber se no Sul de Portugal o bufo-real consome espécies com estatutos de conservação de ameaça.

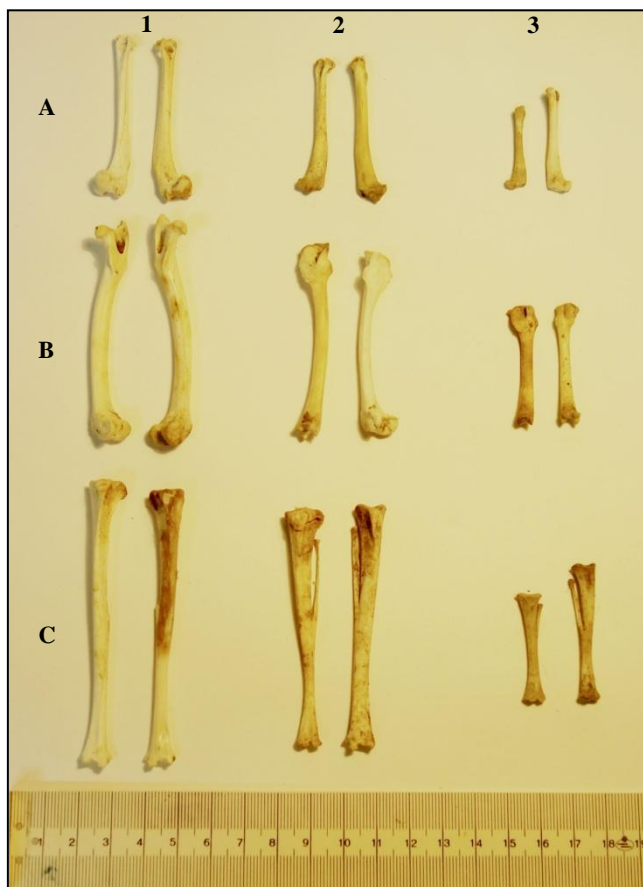
Para finalizar a caracterização geral da dieta, e tendo em conta que a dieta do bufo-real já terá sido bastante bem estudada em Espanha (Penteriani & Delgado, 2010), averiguou-se de que modo este estudo contribui com espécies-presa novas para a listagem de espécies consumidas pelo bufo-real na Península Ibérica. Para tal consultou-se bibliografia diversa acerca da ecologia trófica da espécie na Península Ibérica: Hiraldo *et al.* (1975a), Perez-Mellado (1980), Real *et al.* (1985), Donázar & Ceballos (1988), Donázar (1989), Martínez *et al.* (1992), Fernández-Llario & Hidalgo de Trucios (1995), Serrano (1998), Martínez & Zuberogoitia (2001), Pinheiro (2000), Lourenço (2006), Penteriani *et al.* (2008a,b) e Penteriani & Delgado (2010).

## 2.4 – SELECTIVIDADE INTRA-ESPECÍFICA DE PRESAS

Através da análise e medição dos ossos constantes no material recolhido, inferiu-se, sempre que possível, a idade (juvenil, sub-adulto ou adulto), o sexo (macho ou fêmea) e a biomassa (peso em g) de cada um dos indivíduos identificados.

### 2.4.1 – IDADE

A atribuição da categoria juvenil, sub-adulto ou adulto foi possível, com bastante fiabilidade, para quase todas as espécies de vertebrados identificadas. À semelhança da análise efectuada por Perez-Mellado (1980) para indivíduos de coelho-bravo, em que se mediram os comprimentos de fémures e se analisaram os estados das epífises, foi possível extrapolar esta técnica para determinação da idade noutras espécies, considerando os diferentes ossos longos (não só fémures mas também tíbias e úmeros).



**Figura 2** – Exemplo de pares de úmeros (A), fémures (B) e tíbias (C) de indivíduos adultos (1), sub-adultos (2) e juvenis (3) de coelho-bravo.

Assim, mediante a observação individual de cada osso longo, quando estes apresentaram menor comprimento e os extremos lisos, consideraram-se indivíduos juvenis (**figura 2** – exemplares à direita (3)); quando os extremos dos ossos se apresentaram sulcados pela forma da cartilagem mas a epífise ainda era destacável do osso, consideraram-se sub-adultos (**figura 2** – exemplares ao centro (2)), mesmo que o comprimento dos ossos parecesse indicar indivíduos adultos; e, finalmente, quando se observaram asepífises e as cartilagens epifisiárias ossificadas e agregadas aos ossos, consideraram-

se indivíduos adultos (**figura 2** – exemplares à esquerda (1)).

## 2.4.2 – BIOMASSA

### 2.4.2.1 – COELHO-BRAVO

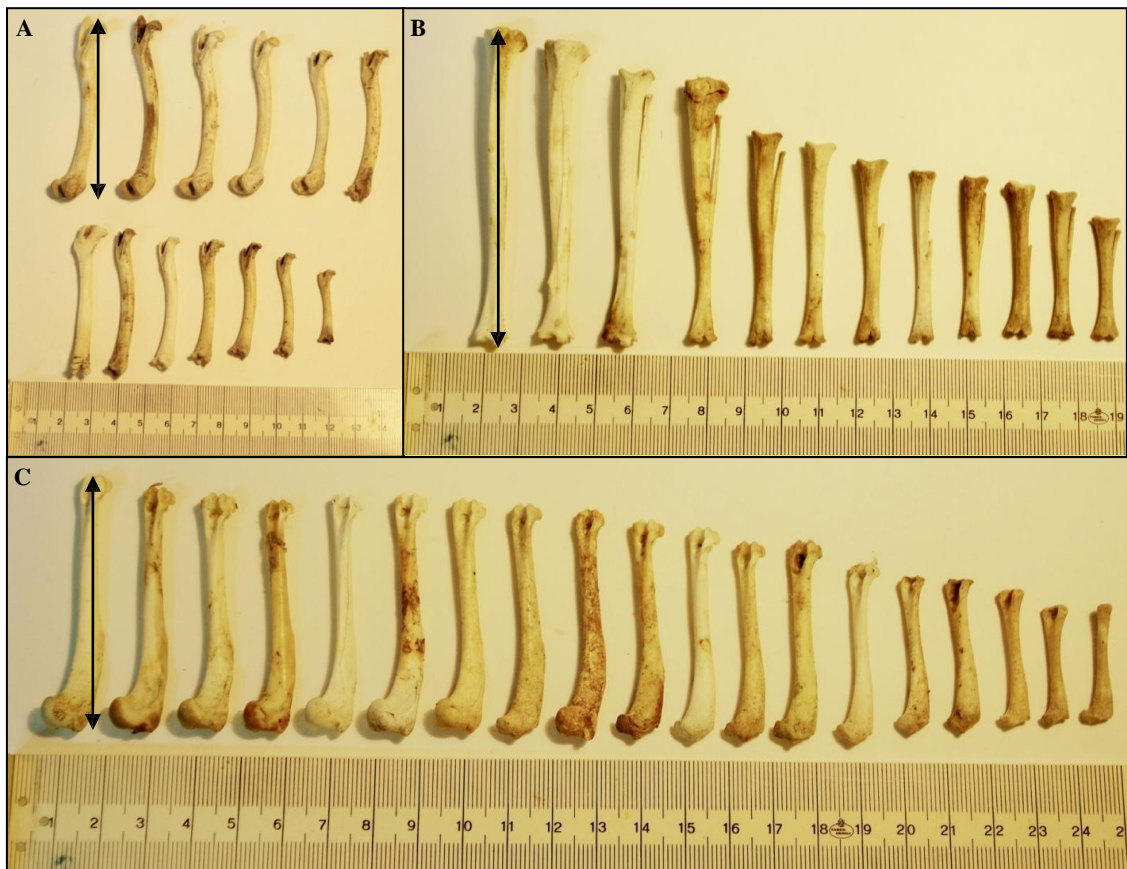
Para determinação do peso de indivíduos-presa de coelho-bravo, utilizaram-se as curvas de regressão disponíveis em Donazar & Ceballos (1989), que permitem inferir o peso (g) através do comprimento (mm) dos ossos longos (fémur, tibia e úmero). São elas:

$$\text{Fémur: } Y = e^{(1,411+0,021x)}$$

$$\text{Tibia: } Y = e^{(1,407+0,019x)}$$

$$\text{Úmero: } Y = e^{(1,411+0,028x)}$$

Sendo que, para cada uma das curvas,  $Y$  refere-se à biomassa (g) e  $x$  ao comprimento do osso longo (mm) a que corresponde (**figura 3**).



**Figura 3** – Fémures (A), tíbias (B) e úmeros (C) completos de coelho-bravo utilizados para inferir a biomassa utilizando o seu comprimento ( $x$ ).

#### 2.4.2.2 – LEBRE-IBÉRICA

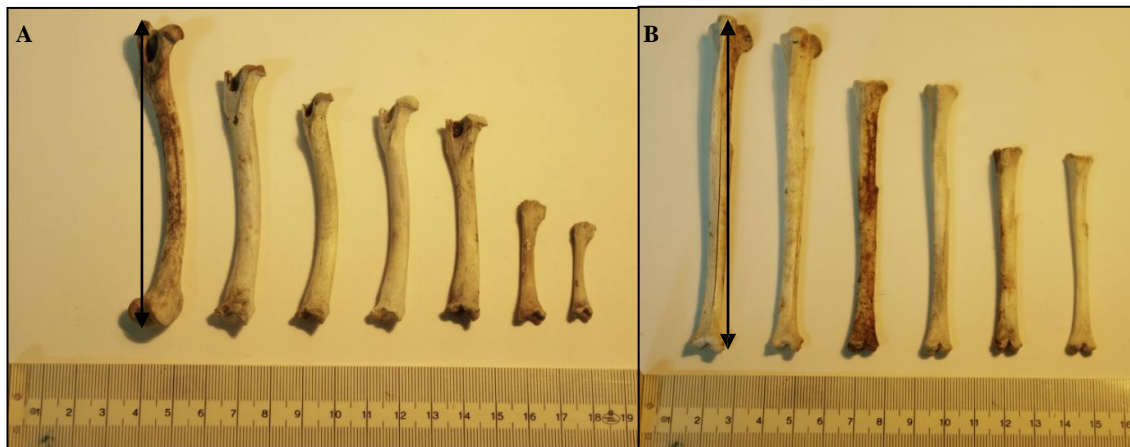
Para determinação do peso de indivíduos de lebre-ibérica, utilizaram-se curvas de regressão dadas por Lourenço (2000), baseadas em bibliografia cujos dados fornecem informação acerca do comprimento do membro posterior em simultâneo com os pesos dos indivíduos (Batista, 1992; Batista & Mexia de Almeida, 1996) e na recolha de alguns membros posteriores no trabalho de campo realizado durante o ano 2000. São elas:

$$\text{Fémur: } Y = e^{(3,5967+0,0386x)}$$

$$\text{Tíbia: } Y = e^{(3,5689+0,0348x)}$$

Sendo que, para cada uma das rectas,  $Y$  refere-se à biomassa (g) e  $x$  ao comprimento do osso longo (mm) a que corresponde (**figura 4**).

Em 2000, as proporções dos fémures e das tíbias no comprimento total das patas inferidas foram de  $0,33 \pm 0,01$  e  $0,37 \pm 0,01$ , respectivamente, tendo-se averiguado uma relação linear e contínua entre os fémures e as tíbias ( $R^2 = 0,78$ ).



**Figura 4** – Fémures (A) e tíbias (B) completos de lebre-ibérica utilizados para inferir a biomassa utilizando o seu comprimento ( $X$ ).

Uma vez que se obtiveram mais dados entre 2000 e 2012, optou-se agora por recalcular as curvas de regressão apresentadas anteriormente, descrevendo-se abaixo o processo utilizado para as determinar.

Assim, durante o trabalho de campo efectuado entre 2000 e 2012, recolheu-se um total de 27 membros posteriores de lebre inteiros, dos quais foi possível registar o comprimento total e o comprimento dos ossos longos (fémures e tíbias). Assim, foi possível inferir a proporção média ( $\pm$ desvio padrão) dos fémures e das tíbias no

comprimento total da pata –  $0,328 \pm 0,010$  e  $0,367 \pm 0,015$ , respectivamente.

Depois de se verificar que o comprimento dos fémures e das tíbias apresentavam entre si uma relação linear e contínua ( $R^2 = 0,79$ ), extrapolaram-se, através das proporções médias determinadas, os comprimentos dos fémures e tíbias dos 46 indivíduos referidos em Batista (1992) e de um exemplar de esqueleto medido no Museu Bocage (Lisboa). De seguida, determinaram-se graficamente as curvas de regressão exponenciais que relacionam os pesos e o comprimento das tíbias ou dos fémures. A escolha de curvas exponenciais prende-se sobretudo com a proximidade taxonómica, fisionómica e, consequentemente, osteológica da lebre em relação ao coelho, para o qual se estimaram curvas de regressão exponenciais referidas em bibliografia (Donazar & Ceballos, 1989) – ver **2.4.2.1 – Coelho-bravo**. Assim, obtiveram-se as seguintes curvas de regressão:

$$\text{Fémur: } Y = 61,884e^{(0,0328x)}$$

$$\text{Tíbia: } Y = 63,055e^{(0,0292x)}$$

Sendo que, para cada uma das rectas,  $Y$  refere-se à biomassa (g) e  $x$  ao comprimento do osso longo (mm) a que corresponde (**figura 4**).

Uma vez determinadas as novas curvas de regressão, inferiram-se novamente os pesos dos indivíduos.

#### **2.4.2.3 - RATAZANAS**

Para calcular a biomassa dos indivíduos pertencentes ao género *Rattus*, no geral, utilizou-se a curva de regressão dada por Morris (1979), através da qual é possível inferir o peso dos indivíduos através da longitude mandibular (LM):

$$Y = 10^{(4,717 \cdot \log_{10} x - 4,2923)}$$

Sendo que,  $Y$  refere-se à biomassa (g) e  $x$  à LM (mm) (**figura 5**).

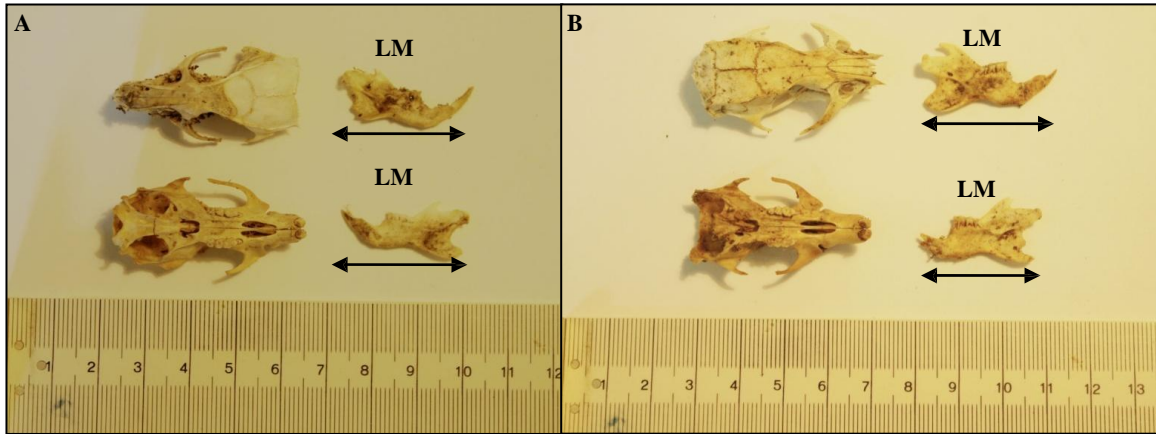
Para inferir o peso de indivíduos de *Rattus rattus* e *Rattus norvegicus*, para além de se utilizar a curva mencionada anteriormente, utilizaram-se também as curvas dadas por Zamorano *et al.* (1986), específicas para as duas espécies mencionadas:



$$Rattus\ rattus: Y = 3,44 * 10^{-4} * x^{4,06}$$

$$Rattus\ norvegicus: Y = 1,36 * 10^{-5} * x^{5,05}$$

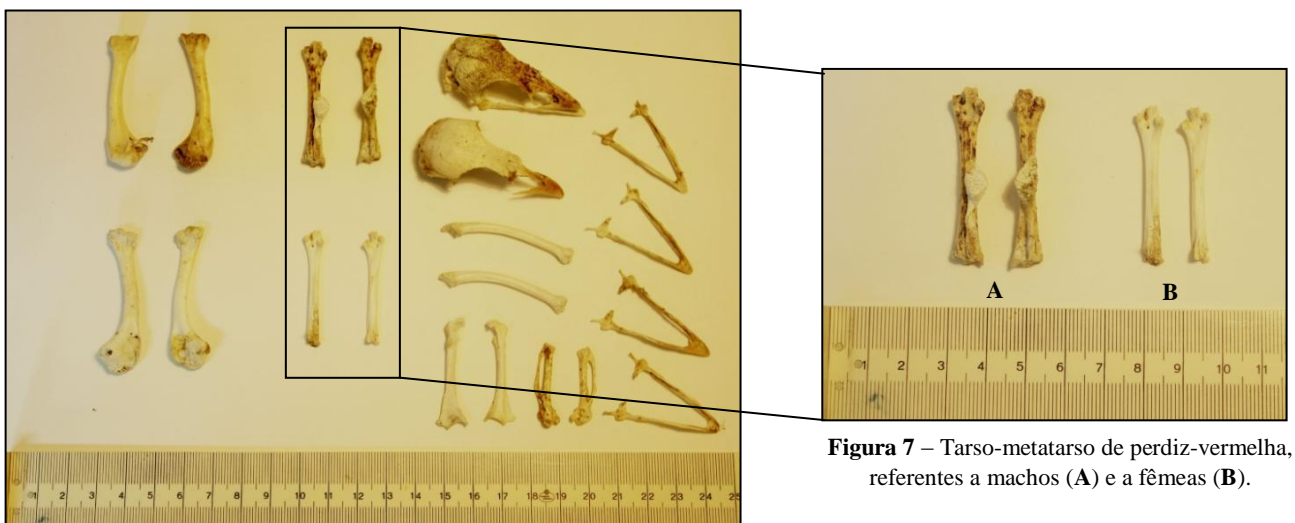
Sendo que,  $Y$  refere-se à biomassa (g) e  $x$  à LM (mm) (figura 5).



**Figura 5** – Crânios e respectivas mandíbulas – LM – de *Rattus rattus* (A) e *Rattus norvegicus* (B).

### 2.4.3 – SEXO

Apenas foi possível determinar o sexo de alguns indivíduos de perdiz-vermelha. Os ossos identificativos da espécie são vários, como se observa na **figura 6**, mas apenas os metatarsos permitem averiguar se os indivíduos são machos ou fêmeas (**figura 7**), através do processo *calcaris*, uma projecção aguda e encurvada que serve de apoio ao esporão e que está presente e muito desenvolvida apenas em indivíduos do sexo masculino (nas fêmeas poder-se-á observar uma pequena protuberância).



**Figura 7** – Tarso-metatarso de perdiz-vermelha, referentes a machos (A) e a fêmeas (B).

**Figura 6** – Ossos identificativos de indivíduos de perdiz-vermelha.

### 3 – RESULTADOS

#### 3.1 – CARACTERIZAÇÃO GERAL DA DIETA DE BUFO-REAL NO SUL DE PORTUGAL

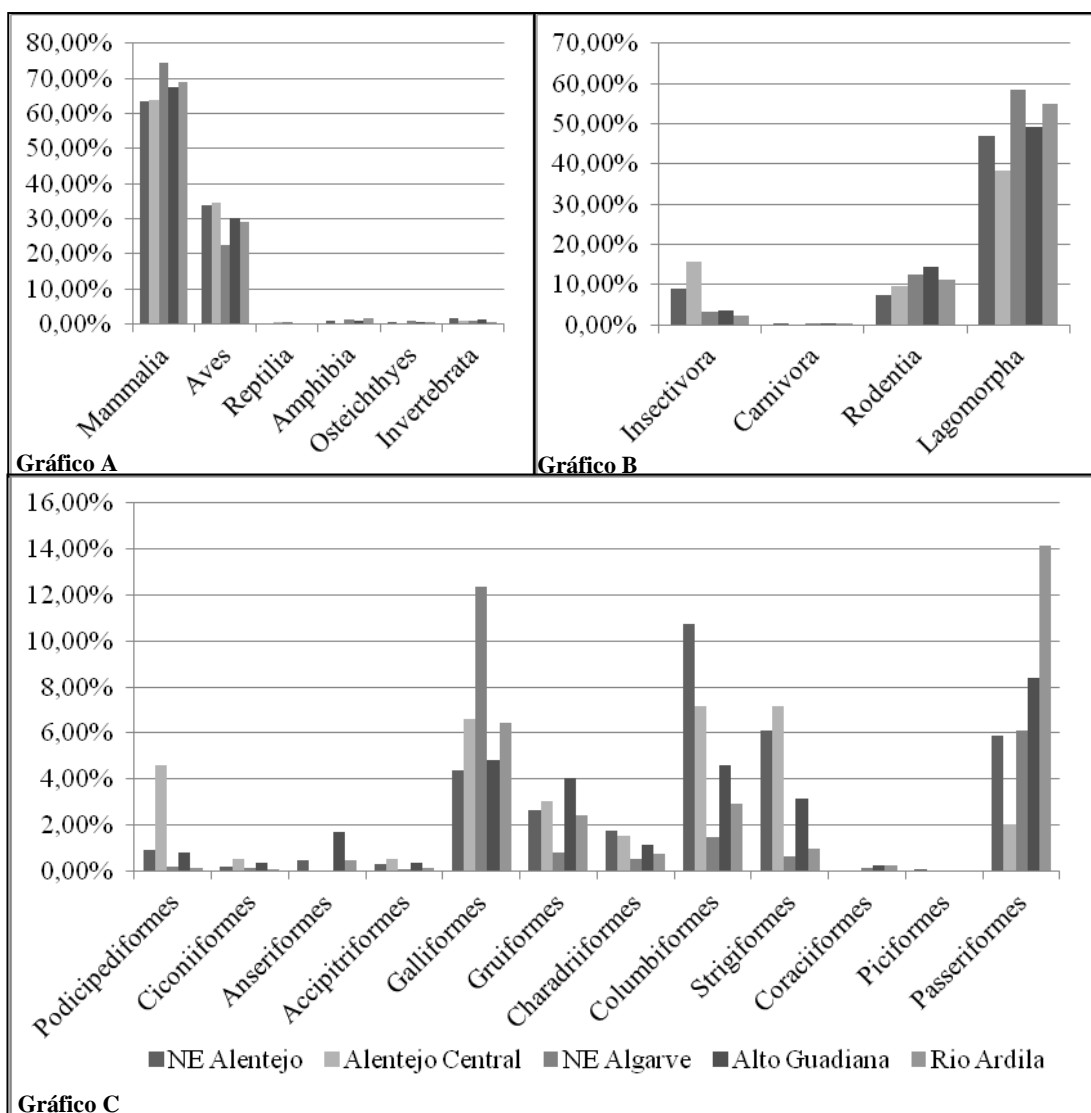
Foram taxonomicamente identificadas (indivíduos-presa) e analisadas (quanto a medidas ósseas ou idade, quando possível) 8920 presas constantes no material recolhido em 41 territórios diferentes de bufo-real, no Sul de Portugal.

As 77 espécies identificadas inserem-se em 2 filos (Chordata e Arthropoda), 8 classes (Mammalia, Aves, Reptilia, Amphibia, Osteichthyes, Insecta, Arachnida e Crustacea), 23 ordens e 49 famílias (**tabela 1 e Anexo I**).

**Tabela 1** – Resumo dos totais (n), percentagens de ocorrência em termos numéricos totais (PON%), médias das PON's ( $\bar{x}_{PON \pm SD\%}$ ) e médias das percentagens de ocorrência em termos de biomassa ( $\bar{x}_{POB \pm SD\%}$ ) por classes, ordens e algumas espécies (*O. cuniculus* e *L. granatensis*) para 41 territórios localizados no Sul de Portugal.

Classificação Taxonómica	n	PON	$\bar{x}_{PON \pm SD}$	$\bar{x}_{POB \pm SD}$
<b>Mammalia</b>	6093	68,3	$67,2 \pm 9,39$	$77,6 \pm 7,78$
Insectivora	420	4,7	$4,6 \pm 4,37$	$5,3 \pm 4,65$
Carnivora	23	0,3	$0,3 \pm 0,48$	$0,4 \pm 0,98$
Rodentia	1055	11,8	$12,8 \pm 7,01$	$4,6 \pm 3,37$
Lagomorpha	4595	51,5	$49,6 \pm 13,16$	$67,3 \pm 10,93$
<i>O. cuniculus</i>	2893	32,4	$30,2 \pm 14,25$	$42,0 \pm 16,05$
<i>L. granatensis</i>	1699	19,1	$19,4 \pm 9,28$	$25,2 \pm 12,40$
<b>Aves</b>	2610	26,3	$30,4 \pm 9,12$	$21,9 \pm 7,68$
Podicipediformes	59	0,7	$0,7 \pm 1,51$	$0,4 \pm 0,73$
Ciconiiformes	21	0,2	$0,3 \pm 0,48$	$0,3 \pm 0,44$
Anseriformes	72	0,8	$1,0 \pm 2,15$	$1,4 \pm 3,01$
Accipitriformes	22	0,3	$0,3 \pm 0,61$	$0,3 \pm 0,62$
Galliformes	587	6,6	$7,5 \pm 4,40$	$8,5 \pm 4,23$
Gruiformes	246	2,8	$2,9 \pm 2,74$	$2,2 \pm 2,25$
Charadriiformes	96	1,1	$1,0 \pm 1,01$	$0,8 \pm 0,87$
Columbiformes	447	5,0	$4,6 \pm 3,82$	$3,7 \pm 3,07$
Strigiformes	259	2,9	$2,6 \pm 2,65$	$1,7 \pm 1,89$
Coraciiformes	15	0,2	$0,2 \pm 0,39$	$0,03 \pm 0,070$
Piciformes	2	0,02	$0,01 \pm 0,065$	$0,005 \pm 0,0318$
Passeriformes	759	8,5	$8,9 \pm 5,59$	$2,3 \pm 1,80$
Corvidae	351	3,9	$4,0 \pm 3,45$	$1,5 \pm 1,43$
<b>Reptilia</b>	2	0,02	$0,0 \pm 0,19$	$0,008 \pm 0,0529$
<b>Amphibia</b>	99	1,1	$0,9 \pm 1,08$	$0,2 \pm 0,21$
<b>Osteichthyes (Peixes ósseos)</b>	29	0,33	$0,3 \pm 1,04$	$0,3 \pm 1,09$
<b>Arthropoda</b>	87	1,0	$1,0 \pm 1,29$	$0,03 \pm 0,069$

De uma forma geral (**tabela 1**), a maioria das presas do bufo-real no Sul de Portugal pertence à classe dos mamíferos (PON – mín. = 53,5% e máx.= 87,6%; POB – mín. = 48,7% e máx. = 93,1%) e aves (PON – mín. = 10,5% e máx. = 45,4%; POB – mín. = 6,9% e máx. = 50,5%), com particular destaque para a ordem dos lagomorfos (PON – mín. = 21,5% e máx. = 80,5%; POB – mín. = 33,5% e máx. = 91,3%). Referem-se ainda a duas espécies que apresentaram as percentagens de ocorrência mais elevadas: o coelho-bravo (PON – mín. = 11,0% e máx. = 77,6%; POB – mín. = 16,2% e máx. = 88,4%) e a lebre-ibérica (PON – mín. = 3,0% e máx. = 42,7%; POB – mín. = 2,9% e máx. = 52,7% ).



**Figura 8** – Percentagens de ocorrência em termos numéricos (PON) agrupadas pelas 5 zonas definidas e por classes (**Gráfico A**), ordens de mamíferos (**Gráfico B**) e ordens de aves (**Gráfico C**).



Quando organizados os valores de percentagens numéricas de presas pelas 5 zonas definidas (**figura 8**), os resultados são similares, revelando valores elevados para a classe dos mamíferos e aves (**gráfico A**), e para a ordem dos lagomorfos (**gráfico B**). Ainda no **gráfico B**, é de salientar a ordem dos insectívoros e dos roedores que, embora não excedam percentagens de ocorrência numéricas acima dos 20%, revelam alguma expressão. Dentro da classe das aves são de destacar as ordens Galliformes, Columbiformes, Strigiformes e Passeriformes uma vez que apresentam os valores mais elevados, embora não excedam em nenhuma das zonas percentagens de ocorrência numéricas superiores a 15% (**gráfico C**).

Consultando a **tabela 2**, verifica-se que a zona do Alto Guadiana (4) foi a região melhor amostrada, com um total de 16 territórios estudados e o maior número de indivíduos-presa identificados (3196), apresentando os valores mais elevados em termos de riqueza específica. A zona do Alentejo Central (2) apresentou o índice de diversidade de Shannon e equitabilidade médios mais elevados, embora tenha sido a região pior amostrada, contando apenas com 2 territórios e 196 espécies-presa. O menor índice de diversidade de Shannon médio registou-se no Nordeste algarvio (3) e a menor equitabilidade média na zona do Rio Ardila (5).

**Tabela 2** – Nº de territórios (n); N Total - total de espécies-presa identificadas (n); Riqueza específica em termos de espécies identificadas (a) e em termos de ordens (b); Média dos Índices de Diversidade de Shannon (H) relativo ao PON(%) das ordens; Média da Equitabilidade relativa ao PON(%) das ordens. Dados relativos a cada uma das 5 zonas definidas (1- NE Alentejo, 2- Alentejo Central, 3- NE Algarve, 4- Alto Guadiana, 5- Rio Ardila).

**Nota:** A **cinzento escuro** os valores mais elevados em cada coluna; e a **cinzento-claro** os valores mais baixos de cada coluna.

Zonas	Nº territórios	N Total	Riqueza Específica (a)	Riqueza Específica (b)	H	Equitabilidade
1	6	1907	48	20	0,80 ± 0,093	0,68 ± 0,074
2	2	196	24	14	0,82 ± 0,126	0,76 ± 0,081
3	10	1719	42	21	0,60 ± 0,080	0,61 ± 0,087
4	16	3196	63	21	0,76 ± 0,146	0,68 ± 0,119
5	7	1902	42	19	0,63 ± 0,158	0,60 ± 0,117

Atentando na **tabela 3** e na **tabela 4**, observa-se que a zona do Alentejo Central (2) apresentou as maiores percentagens de ocorrência de aves, incluindo as aves de rapina (accipitriformes e strigiformes), e os menores valores de ocorrência de lagomorfos e coelho-bravo. Na região do Nordeste algarvio (3) observaram-se as maiores percentagens de ocorrência de mamíferos, lagomorfos e lebres; e,

simultaneamente, as menores percentagens de aves, accipitriformes e strigiformes. A zona do Rio Ardila (5) foi a que apresentou maiores percentagens de ocorrência de coelho-bravo. A zona do Nordeste alentejano (1) apresentou as percentagens de ocorrência mais baixas de mamíferos. No Alto Guadiana (4) verificaram-se os valores mais baixos para a lebre-ibérica.

**Tabela 3** – PON(%) relativo às classes, ordens e espécies relevantes para cada uma das 5 zonas definidas (1- NE Alentejo, 2- Alentejo Central, 3- NE Algarve, 4- Alto Guadiana, 5- Rio Ardila); *O. c.* – *O. cuniculus*; *L. p.* – *L. granatensis*.

**Nota:** A cinzento escuro os valores mais elevados em cada coluna; e a cinzento-claro os valores mais baixos de cada coluna.

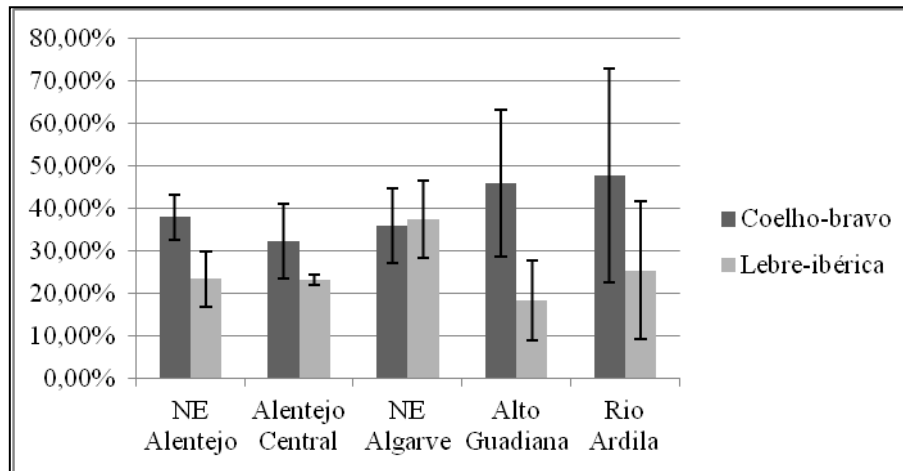
Zona	Mammalia	Lagomorpha	<i>O. c.</i>	<i>L. g.</i>	Aves	Accipitriformes	Strigiformes
1	63,61	46,88	27,64	19,19	33,98	0,31	6,08
2	63,78	38,27	22,96	15,31	34,69	0,51	7,14
3	74,58	58,52	29,73	28,80	22,40	0,06	0,64
4	67,52	49,19	34,45	14,74	30,01	0,34	3,13
5	69,14	55,10	37,28	17,72	28,92	0,16	0,95

**Tabela 4** –  $\bar{x}$ \_POB(%) relativo às classes, ordens e espécies relevantes para cada uma das 5 zonas definidas (1- NE Alentejo, 2- Alentejo Central, 3- NE Algarve, 4- Alto Guadiana, 5- Rio Ardila). *O. c.* – *O. cuniculus*; *L. p.* – *L. granatensis*.

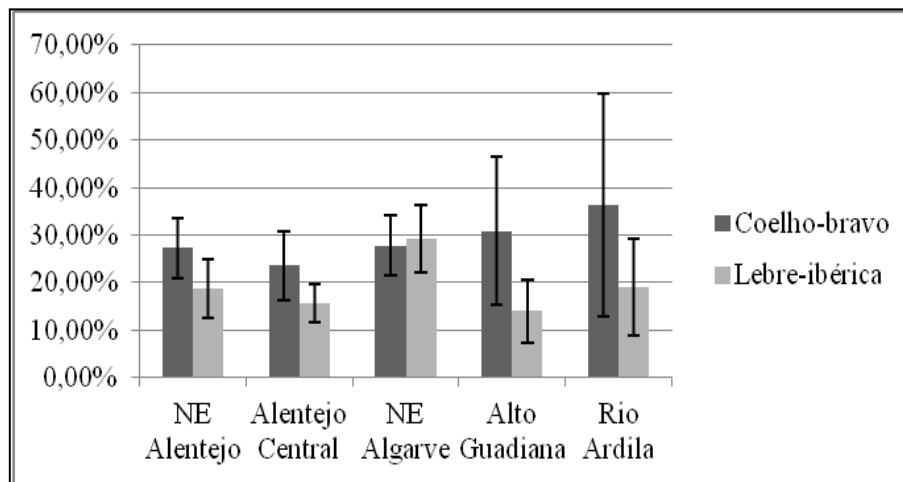
**Nota:** A cinzento escuro os valores mais elevados em cada coluna; e a cinzento-claro os valores mais baixos de cada coluna.

Zona	Mammalia	Lagomorpha	<i>O. c.</i>	<i>L. g.</i>	Aves	Accipitriformes	Strigiformes
1	74,7±5,21	61,5±7,73	38,0±5,40	23,5±6,51	25,2±6,51	0,3±0,41	4,0±1,42
2	74,4±10,39	55,6±7,50	32,3±8,74	23,2±1,24	25,8±10,63	0,9±1,23	5,3±1,31
3	82,2±3,05	73,6±4,52	36,0±8,76	37,5±9,16	17,2±3,24	0,0±0,13	0,4±0,64
4	75,0±9,23	64,4±12,56	46,0±17,24	18,4±9,44	24,4±9,01	0,4±0,84	1,7±1,64
5	80,8±7,58	73,5±10,00	47,7±25,21	25,5±16,10	18,8±7,33	0,1±0,12	0,6±0,70

Para as 5 zonas definidas, observa-se (**figuras 9 e 10**) que as percentagens de ocorrência referentes ao coelho-bravo são superiores às observadas para a lebre-ibérica, sendo que apenas na zona do Nordeste algarvio os valores de percentagem média numéricos e de biomassa são superiores para a lebre ( $29,3 \pm 7,11\%$  e  $37,5 \pm 9,16\%$ , respectivamente) face aos de coelho ( $27,8 \pm 6,26\%$  e  $36,0 \pm 8,76\%$ ). É também na zona do Nordeste algarvio que se observam os valores de percentagem de ocorrência mais elevados para a lebre-ibérica; por outro lado, a zona com menores percentagens de ocorrência para esta espécie é a zona 4, referente ao Alto Guadiana ( $\bar{x}$ \_PON =  $14,0 \pm 6,7\%$  e  $\bar{x}$ \_POB =  $18,4 \pm 7,44\%$ ). Relativamente ao coelho-bravo, a zona 2 (Alentejo Central) apresentou os valores mais baixos de ocorrência da espécie ( $\bar{x}$ \_PON =  $23,5 \pm 7,34\%$ ;  $\bar{x}$ \_POB =  $32,3 \pm 8,74\%$ ) e a zona 5 (Rio Ardila) os valores mais elevados ( $\bar{x}$ \_PON =  $36,3 \pm 23,62\%$ ;  $\bar{x}$ \_POB =  $47,7 \pm 25,21\%$ ).



**Figura 9** – Média e desvio-padrão das percentagens de ocorrência em termos numéricos ( $\bar{x}_{PON}$ ) de coelho-bravo e lebre-ibérica, agrupadas pelas 5 zonas definidas.



**Figura 10** – Média e desvio-padrão das percentagens de ocorrência em termos de biomassa ( $\bar{x}_{POB}$ ) de coelho-bravo e lebre-ibérica, agrupadas pelas 5 zonas.

Tendo em conta os valores obtidos para cada um dos 41 territórios em causa, a percentagem de ocorrência numérica de coelho-bravo na dieta da espécie variou entre 11,03% (Território Foz de Odearce, situado na zona 4 – Alto Guadiana) e 77,57% (Território Mina do Bugalho, situado igualmente na zona 4 – Alto Guadiana). Para a lebre-ibérica, os valores percentuais numéricos obtidos variaram entre 2,97% (Território Mina do Bugalho, situado igualmente na zona 4 – Alto Guadiana) e 42,72% (Território Moinho João Dias Vascão, situado na zona 3 – NE Algarve).

Em termos de percentagem de ocorrência de biomassa, o valor mais alto observado para o coelho-bravo (88,4%) e o menor valor para lebre-ibérica (2,9%) também ocorreram no território Mina do Bugalho. Em contrapartida, o valor mais baixo

para coelho-bravo (16,2%), em termos de biomassa, registou-se no Território Foz Toutalga (zona 5 – Rio Ardila), apesar desta zona apresentar os valores mais elevados de PON e  $\bar{x}$ \_POB para o coelho (**tabelas 3 e 4**). O valor mais alto de ocorrência de biomassa de lebre (52,7%) registou-se no Território Rocha do Touro Foupana, na zona do NE Algarve, zona esta que apresentou os valor de PON e de  $\bar{x}$ \_POB mais elevados para lebre (**tabelas 3 e 4**).

Em 9 dos 41 territórios de bufo-real estudados, os valores de ocorrência numéricos de lebre foram superiores aos de coelho, sendo que 5 deles se localizam no Nordeste algarvio (**tabela 5**).

**Tabela 5** – Territórios para os quais o PON(%) relativo a lebre-ibérica (*L. g.*) foi superior ao PON(%) relativo a coelho-bravo (*O. c.*).

Zona	Território	<i>O. c.</i>	<i>L. g.</i>
1			
	LOUC	28,13	30,11
2	——	——	——
3			
	COUR	29,80	30,81
	MNOV	32,55	37,83
	MJOA	18,45	42,72
	BEST	26,79	32,14
	RTOU	15,63	31,25
4			
	ODEA	11,03	25,52
5			
	TOUT	13,45	36,97
	TOJE	11,30	24,52

Na **tabela 6**, referem-se outras espécies que, embora apresentem percentagens de ocorrência inferiores às de coelho-bravo e lebre-ibérica, contribuem para o destaque verificado nos grupos taxonómicos referidos acima (**figura 8 – gráficos A, B e C**) e, por isso, algumas merecerão uma análise mais detalhada em termos de selectividade intra-específica (ver **3.2 – Selectividade intra-específica**).

**Tabela 6** – Totais (n) e médias das percentagens de ocorrência em termos numéricos ( $\bar{x}_{\text{PON}} \pm \text{SD}\%$ ) e percentagens de ocorrência em termos de biomassa ( $\bar{x}_{\text{POB}} \pm \text{SD}\%$ ) de outras espécies-presa com valores de ocorrência superiores, relativos aos 41 territórios localizados no Sul de Portugal.

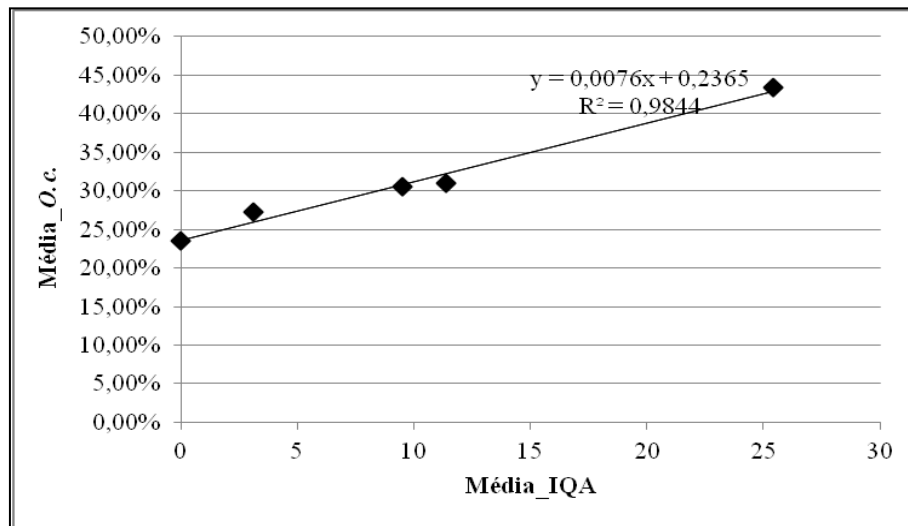
Classificação Taxonómica	n	$\bar{x}_{\text{PON}} \pm \text{SD}$	$\bar{x}_{\text{POB}} \pm \text{SD}$
<b>Mammalia</b>			
<b>Insectivora</b>	<b>420</b>	<b>4,6 ± 4,37</b>	<b>5,3 ± 4,65</b>
<i>E. europaeus</i>	409	4,6 ± 4,31	5,3 ± 4,63
<b>Rodentia</b>	<b>1055</b>	<b>12,8 ± 7,01</b>	<b>4,6 ± 3,37</b>
<i>Arvicola sapidus</i>	313	3,9 ± 3,82	1,9 ± 1,92
<i>Rattus</i> spp.	274	3,3 ± 3,92	1,3 ± 1,91
<i>Rattus rattus</i>	194	2,3 ± 2,47	0,8 ± 0,96
<i>Rattus norvegicus</i>	58	0,7 ± 1,20	0,4 ± 0,76
<b>Aves</b>			
<b>Galliformes</b>	<b>587</b>	<b>7,5 ± 4,40</b>	<b>8,5 ± 4,23</b>
<i>Alectoris rufa</i>	577	7,4 ± 4,35	8,3 ± 4,15
<b>Gruiformes</b>	<b>246</b>	<b>2,9 ± 2,74</b>	<b>2,2 ± 2,25</b>
<i>Gallinula chloropus</i>	231	2,8 ± 2,68	2,0 ± 2,08
<b>Columbiformes</b>	<b>447</b>	<b>4,6 ± 3,82</b>	<b>3,7 ± 3,07</b>
<i>Columba livia</i> var. doméstica	345	3,3 ± 3,34	2,4 ± 2,44
<b>Strigiformes</b>	<b>259</b>	<b>2,6 ± 2,65</b>	<b>1,7 ± 1,89</b>
<i>Athene noctua</i>	129	1,2 ± 1,35	0,5 ± 0,62
<b>Passeriformes</b>	<b>759</b>	<b>8,9 ± 5,59</b>	<b>2,3 ± 1,80</b>
Corvidae	351	4,0 ± 3,45	1,5 ± 1,43
<i>Cyanopica cyanus</i>	192	2,0 ± 3,09	0,4 ± 0,67

Para os 33 territórios para o qual foi possível estimar índices quilométricos de abundância de coelho-bravo, verificou-se que, excluindo a zona 2 (para a qual se obtiveram IQA's = 0), a ocorrência de consumo da própria espécie ocorreu em zonas (1 e 4) cujas médias de abundância e de ocorrência em termos numéricos de coelho-bravo foram menores (**tabela 7**).

**Tabela 7** – Número de indivíduos de bufo-real consumidos (*B. b.*), valores dos índices quilométricos de abundância obtidos para coelho-bravo (IQA) e percentagem de ocorrência em termos numéricos de coelho-bravo (*O. c.*) para 33 territórios; média ( $\bar{x} \pm SD$ ) dos valores de IQA e *O. c.* Obtidos para cada uma das 5 zonas.

Zona	Território	<i>B. b.</i>	IQA	<i>O. c.</i>	$\bar{x}$ IQA	$\bar{x}$ <i>O. c.</i>
1	FORT		0,5	21,9	3,1 $\pm$ 6,5	27,2 $\pm$ 6,4
	BOTI		0,0	25,5		
	ALEG		0,4	21,8		
	CAVA	1	0,7	39,1		
	LOUC		0,7	28,1		
	AGUA		16,3	26,9		
2	MONF		0,0	18,3	0,0	23,5 $\pm$ 7,4
	MAJU		0,0	28,7		
3	COUR		11,0	29,8	11,4 $\pm$ 4,1	31,0 $\pm$ 2,7
	MNOV		11,5	32,6		
	MROC		10,0	29,1		
	GINE		8,0	33,1		
	RELI		20,0	35,3		
	MACO		12,0	29,2		
	PULO		7,5	27,9		
4	TABU	1	5,5	17,2	9,5 $\pm$ 14,4	30,5 $\pm$ 16,7
	CURR		6,0	17,9		
	LUCE		3,0	27,8		
	ODEA		7,5	11,0		
	TMAR		2,5	42,7		
	SALA		1,5	23,1		
	PROV		9,0	27,6		
	MIBU		5,0	77,6		
	PEGA		2,4	26,9		
	FOAZ	1	9,6	40,9		
	SLOU		8,5	21,6		
	CUNC		6,5	31,1		
	PEVE		56,5	31,3		
5	BOTE		5,5	27,4	25,4 $\pm$ 15,1	43,4 $\pm$ 24,6
	TOJE		13,0	11,3		
	CAVE		36,0	55,7		
	VIEG		33,5	48,0		
	SAFA		39,0	74,4		

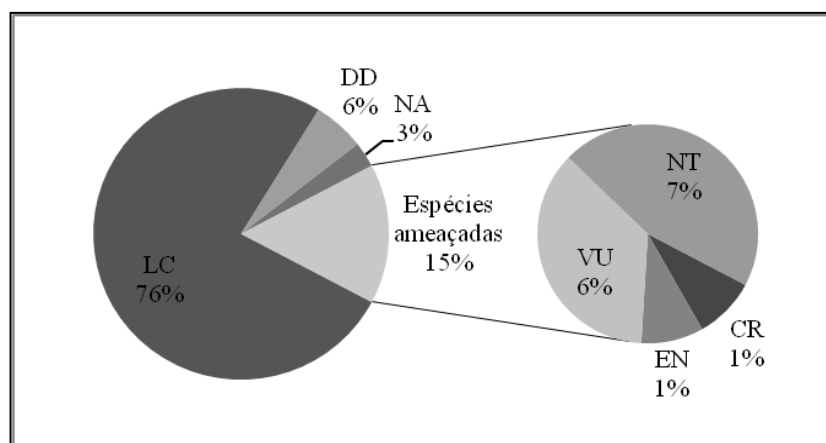
Tendo em conta a **figura 11**, parece existir uma relação positiva e linear entre os índices quilométricos de abundância de coelho-bravo e o consumo, em termos numéricos, de coelho-bravo pelo bufo-real ( $R^2 = 0,98$ ).



**Figura 11** – Gráfico de dispersão relativo às médias de percentagem de ocorrência em termos numéricos de coelho-bravo (*O. c.*) e dos índices quilométricos de abundância (IQA), para as 5 zonas; e recta de regressão determinada.

Na **figura 12**, visualiza-se a forma como as 71 espécies, das 77 identificadas, se distribuem pelos vários estatutos de conservação. Das 77 espécies identificadas foram excluídas as variações domésticas e as espécies de invertebrados.

Assim, verifica-se que a maior parte das espécies identificadas apresentam um estatuto de conservação pouco preocupante (LC = 76%), embora haja 15% das espécies com estatutos de conservação de ameaça, traduzindo-se em 5 espécies quase ameaçadas (NT = 7%), 4 espécies vulneráveis (VU = 6%), 1 espécie em perigo (EN = 1%) e 1 espécie criticamente em perigo (3%). É ainda de referir que 4 das espécies apresentam um estatuto de conservação DD (informação insuficiente) e que, por isso, poderão estar também ameaçadas e serão consideradas na tabela abaixo (**tabela 8**).



**Figura 12** – Percentagens de espécies que apresentam um dado estatuto de conservação. Legenda: LC – Pouco Preocupante; DD – Informação insuficiente; NA – Não Aplicável; NT – Quase ameaçado; VU – Vulnerável; EN – Em Perigo; CR – Criticamente em Perigo.

Tendo em conta as espécies ameaçadas (**tabela 8**), é de referir o milhafre-real, criticamente em perigo, embora com percentagens médias de ocorrência bastante baixas; o alcaravão, uma espécie vulnerável, que apresenta alguma representação, com um total de 41 indivíduos, mas com percentagens médias de ocorrência igualmente baixas. É de salientar ainda a presença do coelho-bravo e do bufo-real, nesta lista de espécies, com o estatuto de quase ameaçadas, uma por ser a espécie mais consumida e outra por ser a própria espécie.

De entre as espécies cujo estatuto de conservação é dado como informação insuficiente (DD), é de destacar o leirão, com um total de 30 indivíduos consumidos.

**Tabela 8** – Espécies-presa identificadas com estatuto de conservação de ameaça e respectivos estatutos de conservação (CR, EN, VU, NT e DD), totais (n) e médias das percentagens de ocorrência numéricas ( $\bar{x}_{PON} \pm SD$ ) e de biomassa ( $\bar{x}_{POB} \pm SD$ ).

Espécies	Estatuto de conservação	n	$\bar{x}_{PON} \pm SD$	$\bar{x}_{POB} \pm SD$
Milhafre-real <i>Milvus milvus</i>	CR	1	0,01 $\pm$ 0,072	0,03 $\pm$ 0,183
Tartaranhão-caçador <i>Circus pygargus</i>	EN	4	0,05 $\pm$ 0,172	0,004 $\pm$ 0,0264
Rato-de-Cabrera <i>Microtus cabrerae</i>	VU	1	0,01 $\pm$ 0,082	0,0009 $\pm$ 0,00622
Frisada <i>Anas strepera</i>	VU	9	0,14 $\pm$ 0,568	0,3 $\pm$ 0,98
Sisão <i>Tetrax tetrax</i>	VU	9	0,05 $\pm$ 0,177	0,08 $\pm$ 0,0264
Alcaravão <i>Burhinus oedicephalus</i>	VU	41	0,40 $\pm$ 0,588	0,5 $\pm$ 0,74
Coelho-bravo <i>Oryctolagus cuniculus</i>	NT	2893	30,17 $\pm$ 14,250	42,0 $\pm$ 16,05
Peneireiro-cinzento <i>Elanus caeruleus</i>	NT	7	0,07 $\pm$ 0,197	0,05 $\pm$ 0,173
Águia-calçada <i>Hieraaetus pennatus</i>	NT	1	0,01 $\pm$ 0,044	0,009 $\pm$ 0,0589
Bufo-real <i>Bubo bubo</i>	NT	3	0,04 $\pm$ 0,186	0,1 $\pm$ 0,36
Corvo <i>Corvus corax</i>	NT	1	0,01 $\pm$ 0,064	0,04 $\pm$ 0,230
Leirão <i>Eliomys quercinus</i>	DD	30	0,4 $\pm$ 0,97	0,1 $\pm$ 0,27
Galinholha <i>Scolopax rusticola</i>	DD	6	0,1 $\pm$ 0,21	0,1 $\pm$ 0,14
Mocho-d'orelhas <i>Otus scops</i>	DD	2	0,02 $\pm$ 0,095	0,005 $\pm$ 0,0219
Bufo-pequeno <i>Asio otus</i>	DD	7	0,1 $\pm$ 0,33	0,1 $\pm$ 0,22

Na **tabela 9**, apresentam-se as 11 espécies que não constam nas listagens de espécies consumidas pelo bufo-real na Península Ibérica, tendo em conta a bibliografia consultada (ver **2 – Métodos**). O lagostim-vermelho-do-Louisiana e o pardal-doméstico apresentam os valores de ocorrência mais elevados desta lista.



**Tabela 9** – Espécies identificadas como presas do bufo-real no Sul de Portugal mas que não constam em bibliografia anterior consultada para o consumo de bufo-real na Península Ibérica, e respectivas médias de percentagem de ocorrência ( $\bar{x}_{PON} \pm SD$  e  $\bar{x}_{POB} \pm SD$ ).

Espécies	n	$\bar{x}_{PON} \pm SD$	$\bar{x}_{POB} \pm SD$
Rato-de-Cabrera <i>Microtus cabreræ</i>	1	0,01 ± 0,082	0,0009 ± 0,00622
Mergulhão-de-crista <i>Podiceps cristatus</i>	3	0,05 ± 0,260	0,1 ± 0,53
Frisada <i>Anas strepera</i>	9	0,14 ± 0,568	0,3 ± 0,98
Águia-calçada <i>Hieraaetus pennatus</i>	1	0,01 ± 0,044	0,009 ± 0,0589
Tarambola-dourada <i>Pluvialis apricaria</i>	7	0,09 ± 0,310	0,04 ± 0,134
Rola-turca <i>Streptopelia decaocto</i>	5	0,04 ± 0,135	0,02 ± 0,060
Guarda-rios <i>Alcedo atthis</i>	3	0,03 ± 0,127	0,004 ± 0,0156
Rouxinol-comum <i>Luscinia megarhynchos</i>	1	0,04 ± 0,279	0,002 ± 0,00152
Pardal-doméstico <i>Passer domesticus</i>	11	0,11 ± 0,701	0,01 ± 0,066
Osga <i>Tarentola mauritanica</i>	1	0,01 ± 0,079	0,0002 ± 0,00152
Lagostim-vermelho-do-Louisiana <i>Procambarus clarkii</i>	36	0,56 ± 0,129	0,03 ± 0,068

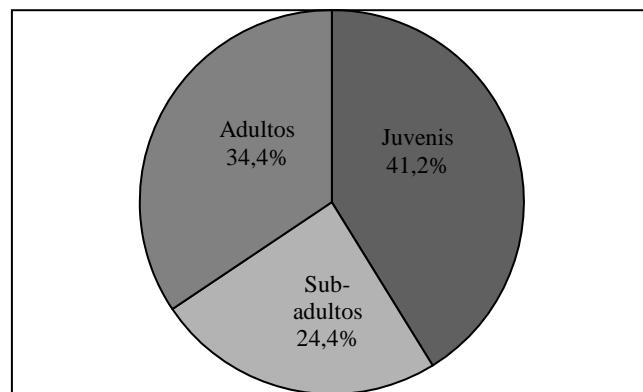
### 3.2 – SELECTIVIDADE INTRA-ESPECÍFICA

Em termos de selectividade intra-específica, os dados analisados referem-se às preferências em termos de idade, biomassa e sexo dos indivíduos consumidos no Sul de Portugal, de modo a inferirem-se algumas das tendências relativas no consumo diferencial de classes nas espécies: coelho-bravo, lebre-ibérica, ratazanas, perdiz-vermelha e ouriço-cacheiro.

### 3.2.1 – COELHO-BRAVO

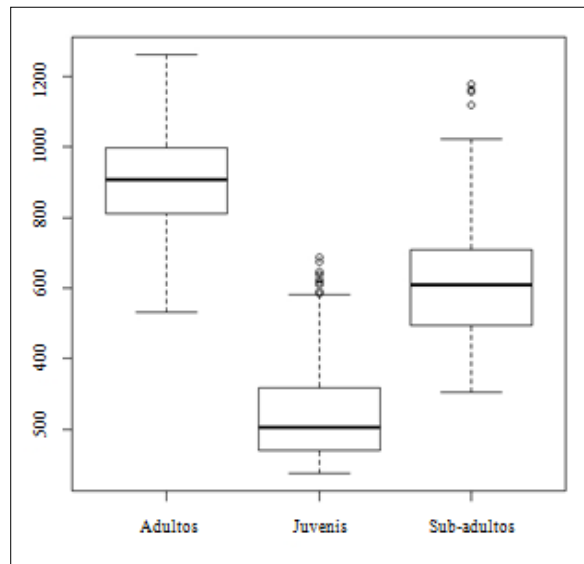
De seguida, apresentam-se os resultados relativos ao consumo intra-específico de indivíduos de coelho-bravo, em termos de faixa etária e biomassa.

De acordo com a **figura 13**, verifica-se que o consumo de coelho-bravo pelo bufo-real, no Sul de Portugal ( $n = 2893$ ), incide sobretudo na faixa etária dos juvenis ( $n = 1157$ ) e adultos ( $n = 966$ ), sendo que, dos indivíduos dos quais foi possível estimar a idade ( $n = 2808$ ), 41,2% eram juvenis, 34,4% referiam-se a indivíduos adultos e 24,4% a sub-adultos ( $n = 685$ ).



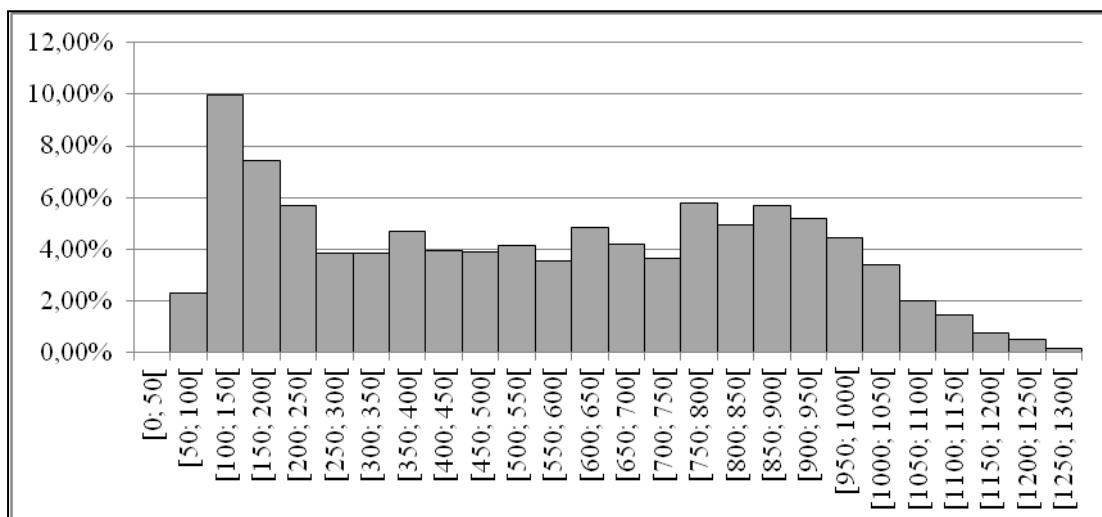
**Figura 13** – Percentagens (%) das diferentes categorias de idade em indivíduos de coelho-bravo para os quais foi possível determinar a idade.

Atentando na **figura 14**, e para os indivíduos para os quais foi possível estimar o peso ( $n = 1648$ ), observa-se que há uma grande sobreposição de valores de pesos entre as diferentes faixas etárias, sendo que os adultos ( $n = 531$ ) pesaram em média  $908,4 \pm 130,87$  g (mín. = 532,4 g e máx. = 1262,9 g), os sub-adultos ( $n = 442$ )  $613,5 \pm 158,52$  g (mín. = 306,3 g e máx. = 1176,5 g) e os juvenis ( $n = 675$ )  $244,0 \pm 129,49$  g (mín. = 74,8 g e máx. = 688,0 g).



**Figura 14** – Variação de pesos (g) de indivíduos de coelho-bravo, estimados para cada uma das faixas etárias (caixas de bigodes representando a mediana, quartis superiores e inferiores, valores máximos e mínimos e observações extremas).

De acordo com os dados analisados (**figura 15**), a selectividade do bufo-real relativamente à dimensão dos coelhos é bimodal com um pico nos indivíduos juvenis com peso entre os 100-250 g (23,0%) e outro nos indivíduos adultos/sub-adultos com pesos entre os 750-950 g (21,5%). No total ( $n = 1648$ ), os indivíduos de coelho-bravo pesaram, em média,  $557,2 \pm 316,10$  g (mín. = 74,8 g e máx. = 1262,9 g).



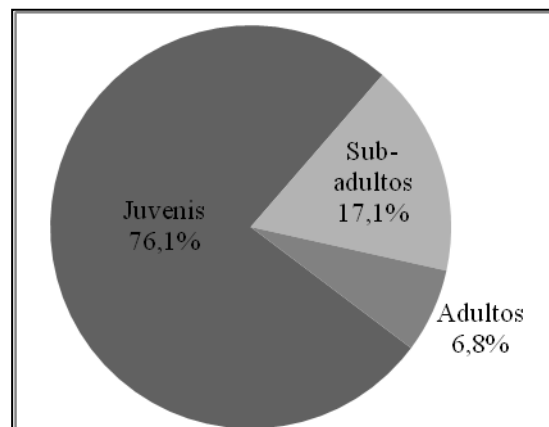
**Figura 15** – Histograma relativo à percentagem de presas de coelho-bravo identificadas consoante as diversas categorias de peso (g).

### 3.2.2 – LEBRE-IBÉRICA

Abaixo, apresentam-se os resultados relativos ao consumo intra-específico de indivíduos de lebre-ibérica, em termos de faixa etária e biomassa.

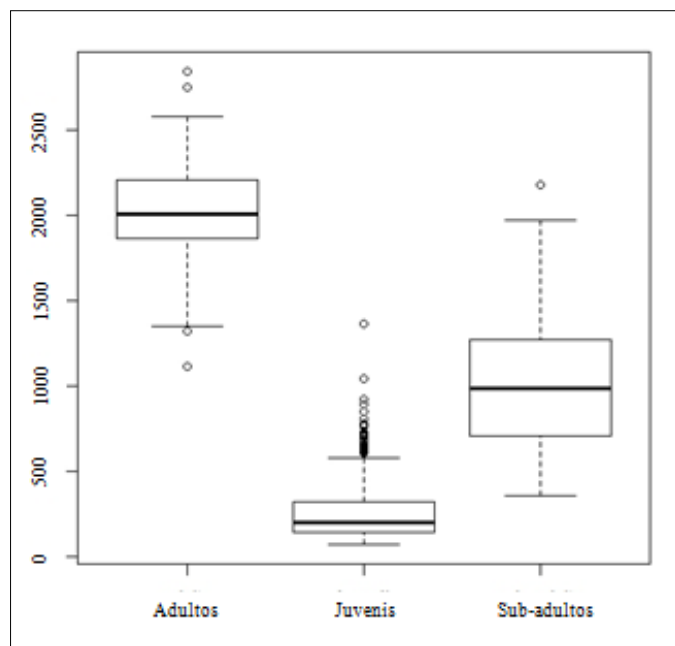
De acordo com a **figura 16**, verifica-se que, no Sul de Portugal, o consumo de lebre-ibérica pelo bufo-real incide sobretudo na faixa etária dos juvenis, sendo que, dos indivíduos dos quais foi possível estimar a idade ( $n = 1649$ ), 76,1% eram juvenis ( $n = 1255$ ), 17,1% referiam-se a indivíduos sub-adultos ( $n = 282$ ) e 6,8% a adultos ( $n = 112$ ).

Relativamente à biomassa inferida para os indivíduos de lebre-ibérica, serão representados abaixo os resultados obtidos utilizando as curvas de regressão dadas por Lourenço (2000) e os resultados obtidos com as curvas de regressão calibradas neste trabalho.



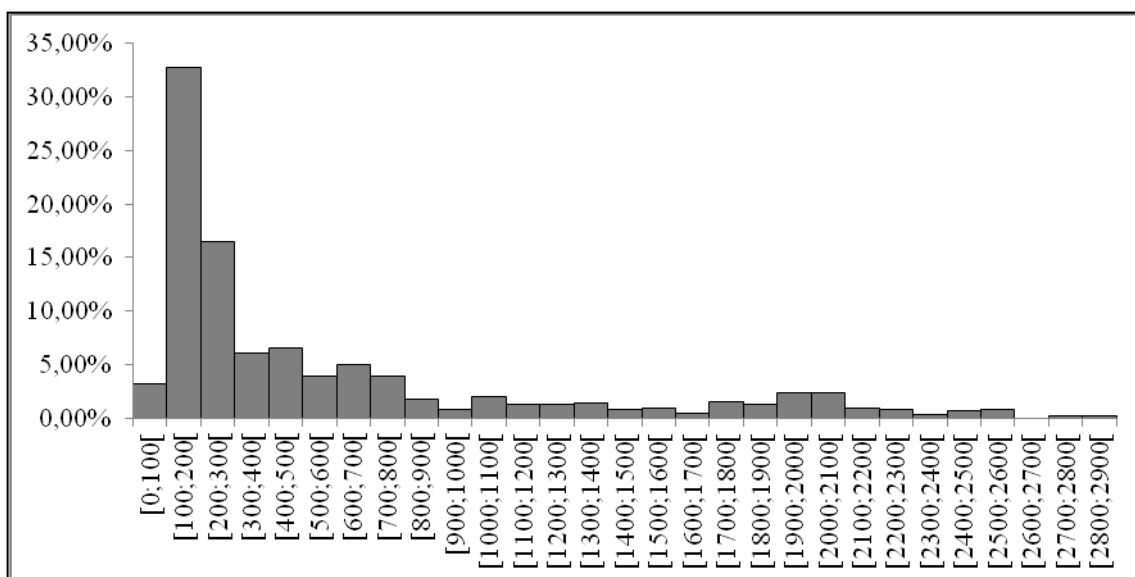
**Figura 16** – Percentagens (%) das diferentes categorias de idade em indivíduos de lebre-ibérica para os quais foi possível determinar a idade.

À semelhança do que se observou para o coelho-bravo, observa-se (**figura 17**) que há uma grande sobreposição de valores de pesos entre as diferentes faixas etárias de lebre-ibérica. Das 638 lebres para as quais foi possível determinar o peso, os adultos ( $n = 72$ ) pesaram em média  $2030,1 \pm 319,21$  g (mín. = 1114,3 g e máx. = 2846,4 g), os sub-adultos ( $n = 103$ )  $1007,8 \pm 393,36$  g (mín. = 352,5 g e máx. = 2182,9 g) e os juvenis ( $n = 462$ )  $264,9 \pm 180,35$  g (mín. = 69,4 g e máx. = 1367,2 g).



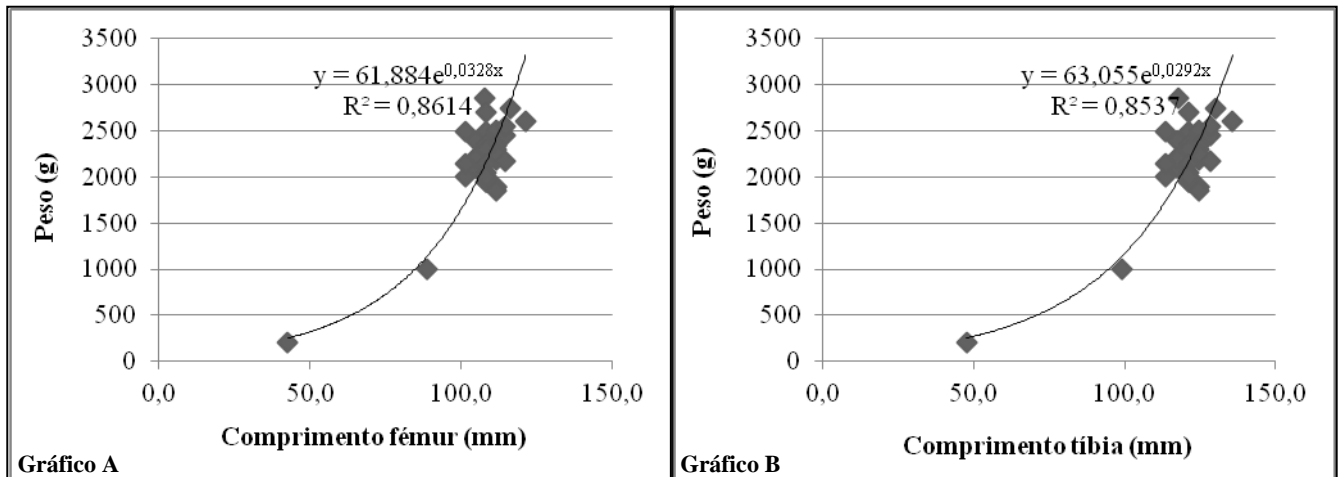
**Figura 17** – Amplitude de pesos (g) de indivíduos de lebre-ibérica, estimados para cada uma das faixas etárias (caixas de bigodes representando a mediana, quartis superiores e inferiores, valores máximos e mínimos e observações extremas), curvas de regressão dadas por Lourenço (2000).

De acordo com estes primeiros dados analisados (**figura 18**), a selectividade do bufo-real relativamente à dimensão das lebres é unimodal com um pico nos indivíduos juvenis com peso entre os 100-300 g (49,3%), sendo a média total de  $584,5 \pm 632,11$  g (mín. = 69,4 g; máx. = 2846,4 g).



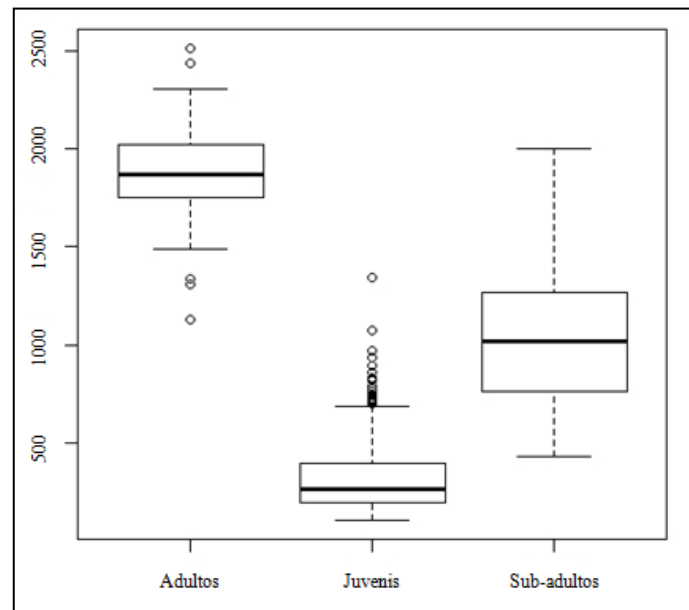
**Figura 18** – Histograma relativo à percentagem de presas de lebre-ibérica identificadas consoante as diversas categorias de peso (g) - curvas de regressão dadas por Lourenço (2000).

Na **figura 19** observam-se as curvas de regressão determinadas neste trabalho para cálculo da biomassa de indivíduos de lebre-ibérica com base no comprimento de fémures e tíbias e que permitiram fazer uma nova análise da distribuição das biomassas dos indivíduos.



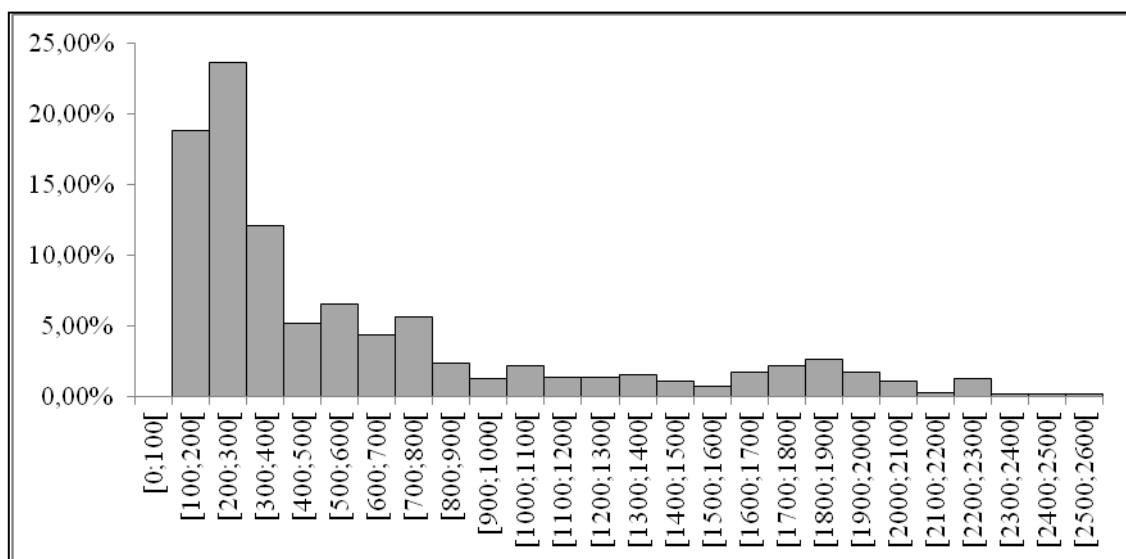
**Figura 19** – Curvas de regressão determinadas neste trabalho para cálculo da biomassa de indivíduos de lebre-ibérica em função do comprimento do fémur (**Gráfico A**) e do comprimento da tíbia (**Gráfico B**).

À semelhança do que se observou para os resultados obtidos pelas curvas de regressão dadas por Lourenço (2000), observa-se (**figura 20**) que há uma grande sobreposição de valores de pesos entre as diferentes faixas etárias de lebre-ibérica. Das 638 lebres para as quais foi possível determinar o peso, os adultos ( $n = 72$ ) pesaram em média  $1880,4 \pm 251,41$  g (mín. = 1131,6 g e máx. = 2510,9 g), os sub-adultos ( $n = 103$ )  $1032,0 \pm 339,78$  g (mín. = 433,2 g e máx. = 2000,8 g) e os juvenis ( $n = 462$ )  $328,7 \pm 183,72$  g (mín. = 109,9 g e máx. = 1346,4 g).



**Figura 20** – Variação de pesos (g) de indivíduos de lebre-ibérica, estimados para cada uma das faixas etárias (caixas de bigodes representando a mediana, quartis superiores e inferiores, valores máximos e mínimos e observações extremas), curvas de regressão obtidas neste trabalho.

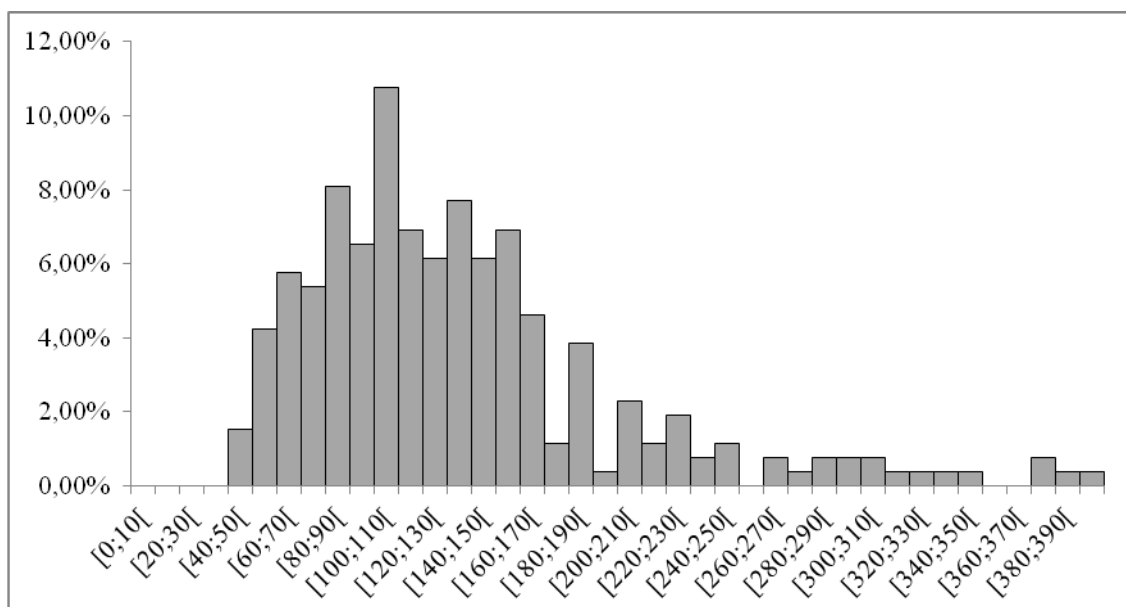
De acordo com os novos resultados obtidos (**figura 21**), a selectividade do bufo-real, no Sul de Portugal, relativamente à dimensão das lebres é igualmente unimodal e com um pico nos indivíduos juvenis, no entanto, a biomassa destes insere-se no intervalo entre os 100-400 g (54,6% dos indivíduos), sendo a média total de  $617,8 \pm 564,80$  g (mín. = 109,9 g; máx. = 2510,9 g).



**Figura 21** – Histograma relativo à percentagem de presas de lebre-ibérica identificadas consoante as diversas categorias de peso (g) - curvas de regressão obtidas neste trabalho.

### 3.2.3 - RATAZANAS

Relativamente às presas identificadas como ratazanas (todas as presas identificadas como pertencentes ao género *Rattus* e cujas mandíbulas se encontravam inteiras), estimou-se o peso de 260 indivíduos, sendo a média  $135,5 \pm 66,57$  g (mín. = 42,5 g; máx. = 390,5 g). No entanto, a selectividade do bufo-real face à dimensão parece incidir sobretudo em indivíduos com pesos entre os 60 e os 160 g (70,4% dos indivíduos), observando-se um pico evidente para indivíduos com pesos entre os 100 e os 110 g (10,7%). No entanto, a distribuição dos pesos obtidos revelou-se unimodal e centrada em indivíduos juvenis (**figura 22**).



**Figura 22** – Histograma relativo à percentagem de presas de ratazanas identificadas conforme categorias de peso (g).

Especificamente em relação à espécie *Rattus rattus*, foi possível estimar o peso de 118 indivíduos, utilizando as curvas de regressão dadas por Morris (1979) – **figura 23 (Gráfico A)** – e por Zamorano *et al.* (1986) – **figura 23 (Gráfico B)**.

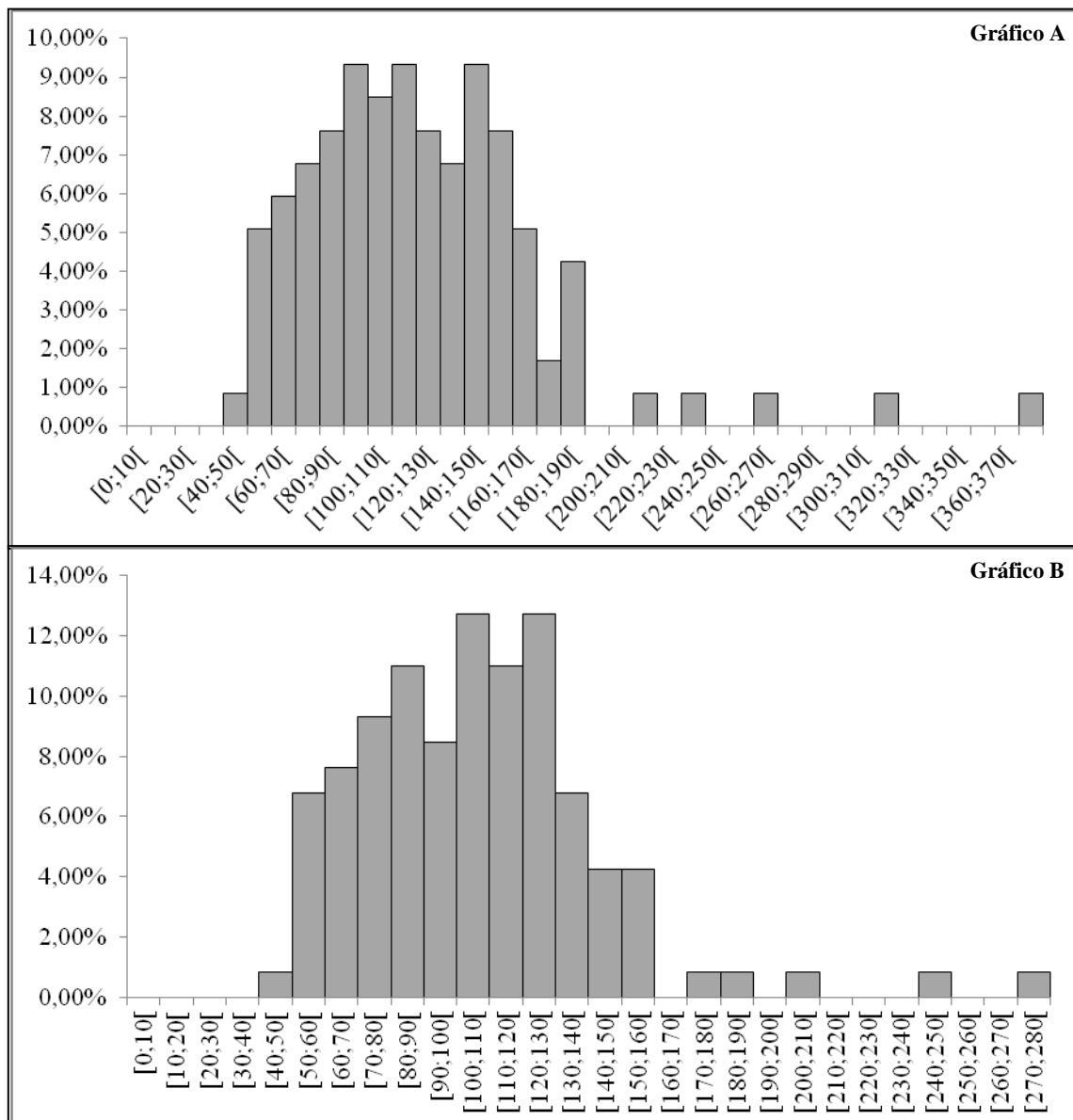
Utilizando a curva de regressão dada por Morris (1979), o peso dos indivíduos de ratazana-preta, variou entre 43,7 g e 371,7 g, sendo a média  $122,3 \pm 50,41$  g; utilizando a curva de regressão dada por Zamorano *et al.* (1986), obteve-se uma média mais baixa de  $105,6 \pm 36,87$  g (mín. = 43,9 g e máx. = 277,5 g).

Observando os dois resultados obtidos para a distribuição dos pesos de ratazana-preta, constatou-se que a distribuição é unimodal, sendo que a selectividade pelo bufo-real incide sobretudo em indivíduos com pesos entre os 50 g e os 170 g (89,0%) –



**figura 23 (Gráfico A)**, e os 50 g e os 140 g (86,4%) – **figura 23 (Gráfico B)**.

Em ambos os casos, o intervalo de pesos entre os 50 g e os 140 g representa mais de 50% dos indivíduos.

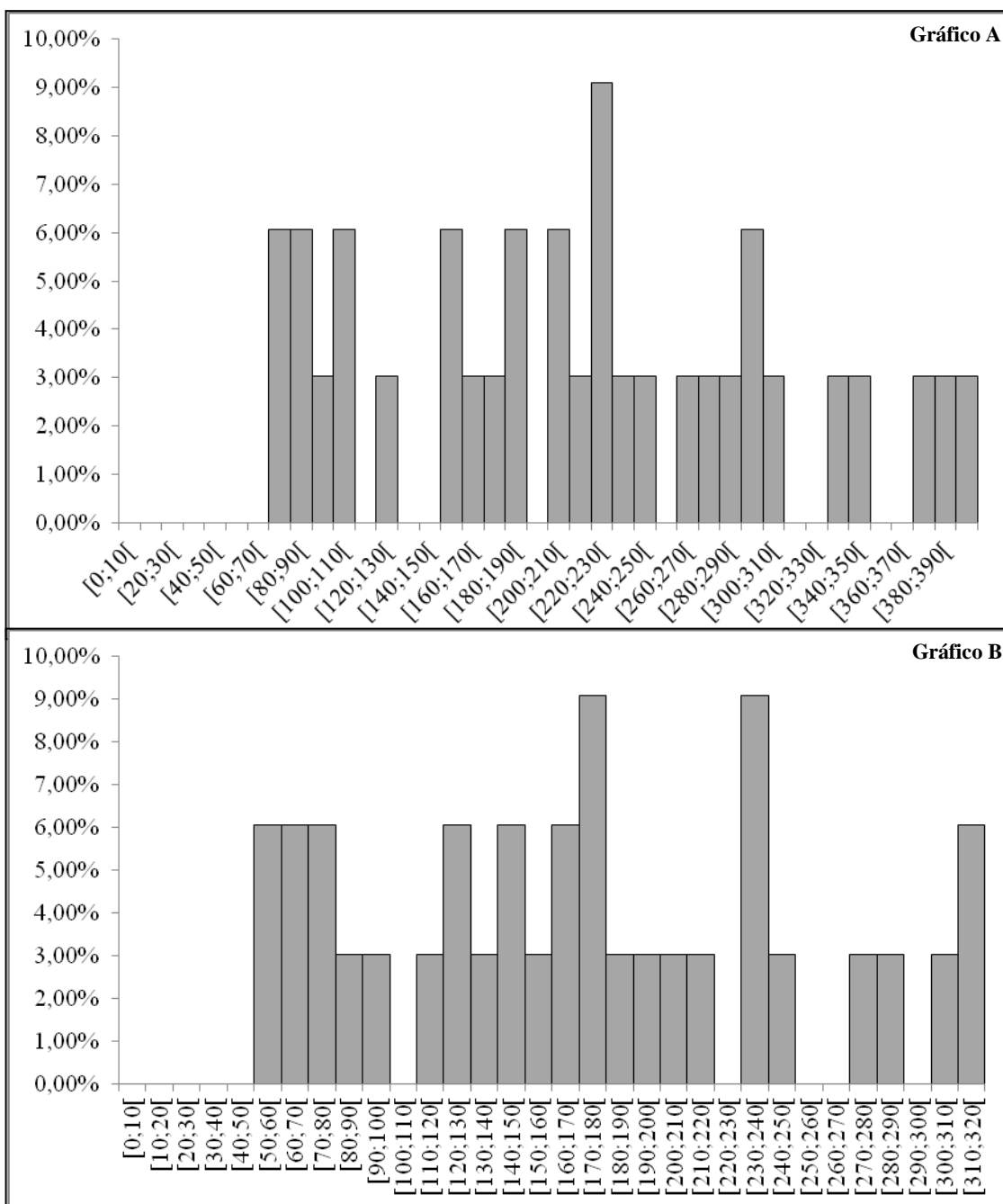


**Figura 23** – Histogramas relativos à percentagem de presas da espécie *Rattus rattus* conforme categorias de peso (g); pesos obtidos através da curva de regressão dada por Morris (1979) – **Gráfico A**; e dada por Zamorano *et al.* (1986) – **Gráfico B**.

Especificamente em relação à espécie *Rattus norvegicus*, apenas foi possível estimar o peso de 33 indivíduos. Utilizando a curvas de regressão dada por Morris (1979) – **figura 24 (Gráfico A)**, o peso dos indivíduos de ratazana-castanha, variou entre 76,8 g e 390,5 g, sendo a média  $215,8 \pm 94,46$  g; utilizando a curva de regressão dada por Zamorano *et al.* (1986) – **figura 24 (Gráfico B)**, obteve-se uma média mais

baixa de  $170,2 \pm 79,06$  g (mín. = 55,9 g e máx. = 318,8 g).

Observando os dois resultados obtidos para a distribuição dos pesos de ratazana-castanha, constatou-se que a distribuição não apresenta uma tendência clara, no entanto, apesar de os gráficos não apresentarem propriamente uma distribuição bimodal, em ambos os histogramas verificaram-se 2 picos de consumo isolados nos intervalos [220; 230[ = 9% e [290; 300[ = 6% – **figura 24 (Gráfico A)**, e nos intervalos [170; 180[ = 9% e [230; 240[ = 9% – **figura 24 (Gráfico B)**.

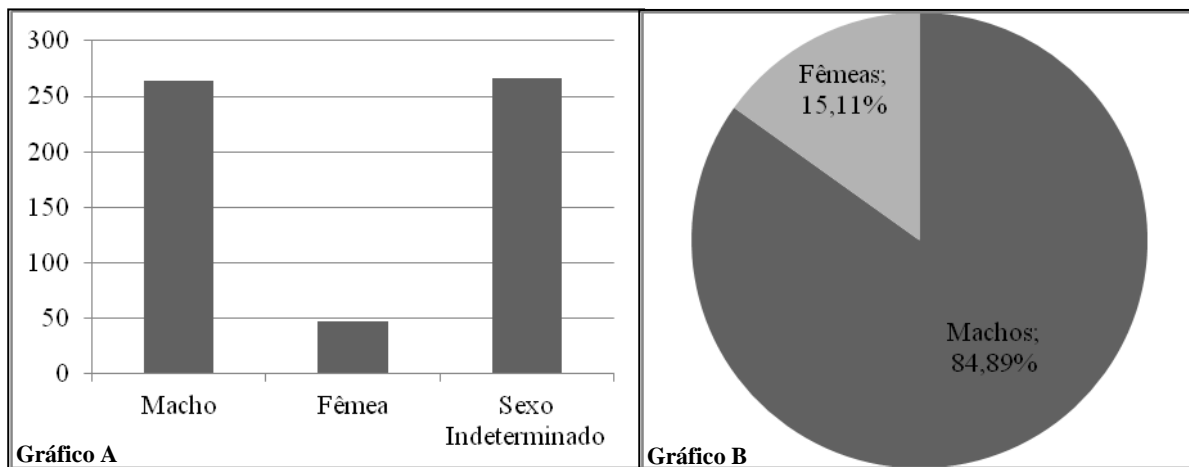


**Figura 24** – Histograma relativo à percentagem de presas da espécie *Rattus norvegicus* conforme categorias de peso (g); pesos obtidos através da curva de regressão dada por Morris (1979) – **Gráfico A**; e dada por Zamorano et al. (1986) – **Gráfico B**.

### 3.2.4 – PERDIZ-VERMELHA

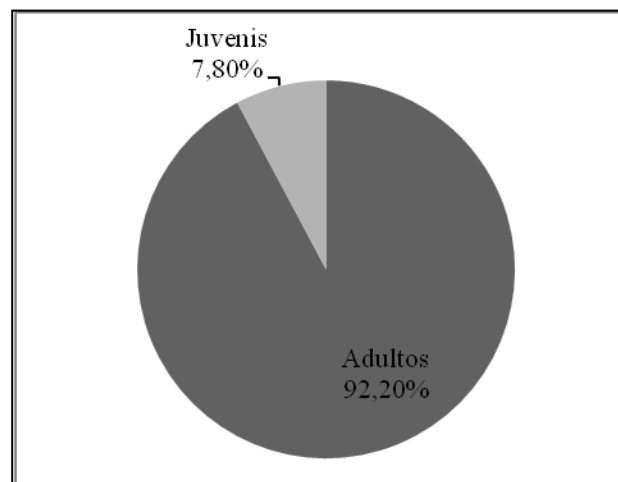
Em relação aos indivíduos de perdiz-vermelha, foi possível analisar quanto à faixa etária e ao sexo.

Tendo em conta os indivíduos para os quais foi possível determinar o sexo (n = 311), verificou-se (**figura 25**) que foram consumidos mais machos (84,89%) que fêmeas (15,11%). No entanto, considerando o total das perdizes identificadas (n = 577), não se conseguiu determinar o sexo para grande parte dos indivíduos (n = 266).



**Figura 25** – Frequências de indivíduos de perdiz-vermelha (n) para as diferentes categorias de sexo (**Gráfico A**) e percentagens (%) das mesmas (**Gráfico B**).

Observou-se também que no Sul de Portugal, o consumo de perdizes pelo bufo-real incide sobretudo em indivíduos adultos (92,2%; n = 577) – **figura 26**.

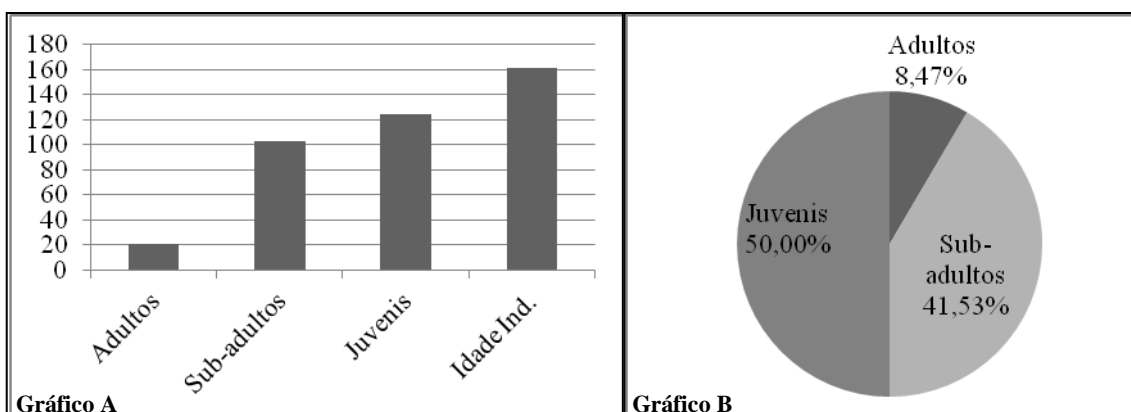


**Figura 26** – Percentagem (%) de indivíduos-presa de perdiz-vermelha para ambas as categorias de idade

### 3.2.5 – OURIÇO-CACHEIRO

Da análise de presas identificadas como ouriço-cacheiro apenas foi possível inferir a faixa etária dos indivíduos.

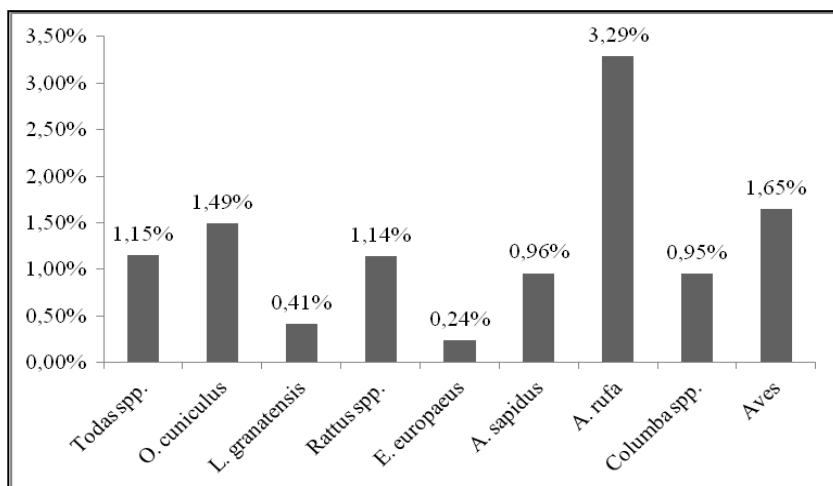
Em termos de consumo de ouriço ( $n = 409$ ), não foi possível determinar a idade de grande parte dos indivíduos ( $n = 161$ ). Para os indivíduos para os quais foi possível determinar a idade ( $n = 248$ ), verificou-se que o consumo incidia sobretudo em indivíduos juvenis (50,00%) e sub-adultos (41,53%), sendo o consumo de adultos muito reduzido (8,47%) – **figura 27**.



**Figura 27** – Frequências de indivíduos-presa de ouriço ( $n$ ) para as categorias de idade (**Gráfico A**) e percentagens (%) das mesmas (**Gráfico B**).

### 3.3 – DEFORMAÇÕES ÓSSEAS

Tendo em conta os 8920 indivíduos-presa identificados, a incidência de deformações ósseas apresenta um valor muito baixo (1,15%). No entanto, registou-se sempre o consumo de indivíduos com deformações ósseas nos grupos e espécies mais consumidos (ver 4.1 – **Caracterização geral da dieta**) – **figura 28**. É de salientar o caso da perdiz-vermelha, para a qual se verificaram deformações ósseas em 3,29% dos casos.



**Figura 28** – Percentagens de deformações ósseas registadas em indivíduos-presa.

## 4 – DISCUSSÃO

### 4.1 – CARACTERIZAÇÃO GERAL DA DIETA DE BUFO-REAL NO SUL DE PORTUGAL

Tendo em conta o largo espectro de presas identificadas (77 espécies no total), os resultados obtidos para o Sul de Portugal vão de encontro ao facto de que o bufo-real é um predador de topo generalista (Donázar *et al.*, 1989) e bastante eclético – na Europa, identificaram-se como presas do bufo-real mais de 90 espécies de mamíferos, 170 de aves, 10 de répteis, 9 de anfíbios, 30 de peixes e 15 de invertebrados (Penteriani & Delgado, 2010). Ao mesmo tempo, corroboram que as populações ibéricas desta espécie se tenham especializado no consumo de coelho-bravo (Hiraldo *et al.*, 1975a; Perez-Mellado, 1980; Real *et al.*, 1985; Donázar & Ceballos, 1988; Donázar, 1989; Martínez *et al.*, 1992; Serrano, 1998; Martínez & Zuberogitia, 2001; Lourenço, 2006), constituindo por isso a classe dos mamíferos e a ordem dos lagomorfos os grupos mais relevantes em termos de presas consumidas. Para além disso, a baixa diversidade e abundância de micromamíferos na Península Ibérica, relativamente ao Centro e Norte da Europa (Soriguer, 1983), assim como a elevada abundância de coelho em regiões mediterrânicas (Jaksic & Soriguer, 1981) e, especificamente na Península Ibérica (Ortego & Díaz, 2004), poderá explicar o facto de esta espécie ser uma presa preferencial para a comunidade de predadores nesta região bioclimática.

A elevada relevância observada para a lebre-ibérica no Sul de Portugal (valores superiores a 15% das presas identificadas para as 5 zonas definidas), que na zona do Nordeste algarvio apresentou uma média de percentagem de ocorrência numérica superior à de coelho-bravo –  $\bar{x}_{PON}(\text{coelho-bravo}) = 27,8 \pm 6,26\%$  e  $\bar{x}_{PON}(\text{lebre-ibérica}) = 29,3 \pm 7,11\%$  – vai também de encontro com os resultados obtidos por Lourenço (2006), que revelaram valores de consumo da espécie superiores aos de trabalhos anteriormente efectuados em regiões espanholas (ex.: Serrano, 1998; Martínez & Zuberogitia, 2001). Efectivamente, a zona do Nordeste algarvio é bastante favorável à existência de lebre. Nesta zona os solos são predominantemente esqueléticos e, por isso, pouco adequados à existência de coelho-bravo que prefere solos profundos, bem drenados, leves e pouco compactados para a construção das suas tocas (Calvete *et al.*, 2004; Bravo, 2011), diminuindo a competição entre as duas espécies, já que a lebre não constrói tocas. Para além disso, tem muitas áreas de mato favoráveis à existência de

Lebre. Assim, estes resultados indicam que a lebre-ibérica é uma importante espécie complementar à dieta do bufo-real, chegando nalguns casos (em 9 dos 41 territórios estudados – 5 deles inseridos na zona do Nordeste algarvio) a suplantar o consumo de coelho. Também na zona do Nordeste algarvio, à semelhança do que ocorreu em termos numéricos, a média das percentagens de consumo de lebre em termos de biomassa foi superior à de coelho –  $\bar{x}_{\text{POB}}(\text{coelho-bravo}) = 36,0 \pm 8,76\%$  e  $\bar{x}_{\text{POB}}(\text{lebre-ibérica}) = 37,5 \pm 9,16\%$ . Perante estes dados poder-se-á presumir que, possivelmente, a lebre poderá apresentar-se mais disponível e encontrar-se em maiores densidades populacionais no Sul de Portugal do que em regiões espanholas; outra possibilidade poderá estar relacionada com o facto de, através da análise dos ossos, ser difícil distinguir o coelho da lebre (ver **figuras 3 e 4 em 2 – Materiais e Métodos**) e, portanto, alguns estudos anteriores podem ter sobrevalorizado as percentagens de ocorrência numéricas de coelho-bravo, ao serem identificadas lebres como coelhos. Para além destas questões, o maior consumo de lebre face ao coelho em determinados territórios poderá estar relacionado com o decaimento das populações de coelho-bravo que se tem registado nas últimas décadas, devido ao surto de doenças como a mixomatose e a DHV (Cabral *et al.*, 2005). Estes surtos reduzem drasticamente as populações de coelho-bravo, estimando-se que em Portugal, entre 1996 e 2006, os efectivos populacionais de coelho tenham reduzido em 30% (Cabral *et al.*, 2005). Em Portugal, não existem registos de doenças virais que tenham provocado reduções tão drásticas nas populações de lebre-ibérica.

O consumo de coelho-bravo e lebre-ibérica representam, em termos de biomassa, uma rentabilidade energética semelhante, no entanto, a lebre apresenta uma maior actividade crepuscular e nocturna (Homolka, 1986; Paupério, 2003) o que origina, em termos de períodos de actividade, uma taxa de encontro elevada com o bufo-real. Apesar disso, o coelho-bravo apresenta-se, inquestionavelmente, como a presa preferencial do bufo-real (30,2% das presas identificadas e 42% do consumo em termos de biomassa, face à lebre que representou 19,4% das presas identificadas e 25,2% do consumo em termos de biomassa) e tal dever-se-á sobretudo à elevada disponibilidade da espécie que é um dos herbívoros mais abundantes, de mais ampla distribuição geográfica e mais característicos da zona mediterrânica ibérica (Soriguer, 1983; Delibes-Mateos *et al.*, 2007 e 2008). Para além disso, as densidades populacionais de lebre-ibérica são geralmente inferiores às verificadas noutras espécies

de leporídeos, nomeadamente o coelho-bravo (Paupério, 2003); e em habitats mediterrânicos o bufo-real tende a reproduzir-se em áreas de mosaico onde se alternam áreas de mato com áreas abertas (pastagens e terrenos agrícolas), coincidindo precisamente com o habitat preferido pelo coelho-bravo (Penteriani *et al.*, 2002b; Cabral *et al.*, 2005). O habitat preferido pelas lebres traduz-se simplesmente por áreas abertas que, mesmo que tenham algum tipo de coberto como arbustos ou pedras, não precisam de existir em mosaico em áreas de mato (Paupério, 2003). Outra questão relaciona-se com o facto de o coelho-bravo se esconder durante o dia em manchas de vegetação, para prevenir a predação por rapinas diurnas. No entanto, durante a noite, procura áreas abertas para se alimentar de forma a evitar a sua predação por carnívoros, frequentes em manchas de vegetação (Moreno *et al.*, 1996). Deste modo, tornam-se presas extremamente acessíveis ao bufo-real.

Ainda dentro da classe dos mamíferos, é de salientar os roedores (12,8%) e os insectívoros (4,6%), para os quais se obtiveram valores mais baixos do que a média europeia dada por Lourenço *et al.* (2011) (44,3% e 5,7%, respectivamente). A expressão de roedores deve-se sobretudo ao consumo de ratazanas (3,3%) e rato-de-água (3,9%), e insectívoros ao consumo de ouriço-cacheiro (4,6%). Estas são também presas alternativas frequentes para o bufo-real perante situações de baixa disponibilidade de lagomorfos, como demonstrado por trabalhos anteriores (Penteriani *et al.*, 2002b) pois uma vez disponíveis, requerem um baixo esforço de captura.

Nas 5 zonas definidas, os mamíferos e as aves, juntos, alcançaram sempre mais de 96% da dieta do bufo-real, como tal, a classe das aves contribui com uma elevada percentagem da dieta do bufo-real no Sul de Portugal (30,4% das presas identificadas – valor mais elevado que a média europeia de 26,9%, dada por Lourenço *et al.*, 2011). A grande maioria das aves que ocorrem tanto na Europa como na zona de estudo, referem-se a aves que não são rapinas e que apresentam actividade diurna. No entanto, grande parte das espécies identificadas como presas do bufo-real têm actividade nocturna ou crepuscular, sobrepondo-se a sua actividade à do bufo-real. Mais especificamente, o bufo-real poderá fazer visitas a dormitórios conhecidos, como é o caso da pega-azul e do estorninho – uma espécie gregária (Equipa Atlas, 2008) – sendo que os indivíduos se reúnem nos dormitórios ao crepúsculo de forma muito ruidosa. Outro exemplo são espécies que na época de acasalamento cantam de forma conspícua e que prolongam a sua actividade para as horas do amanhecer e crepúsculo ficando também mais sujeitas à

sua detecção e captura, como é o caso da perdiz-vermelha cujos machos, na Primavera, cantam sobretudo nos últimos 45 minutos antes do amanhecer (Donázar & Castien, 1989; Purroy & Purroy, 2014). Espécies que realizem movimentos nocturnos para evitar os predadores diurnos tornam-se também presas de fácil acesso, como é o caso da galinha-d'água que se desloca entre massas de água durante a noite. Há também casos em que aves desorientadas procuram abrigo nas escarpas onde se situam territórios de bufo-real, como acontece frequentemente com pombos-domésticos.

Assim, observou-se maior percentagem de ocorrência numérica das ordens galliformes (7,5%), gruiformes (2,9%), columbiformes (4,6%), strigiformes (2,6%) e passeriformes (8,9%), e nas espécies: perdiz-vermelha (7,4%), galinha-d'água (2,8%), pombo-das-rochas variação doméstica (3,3%), mocho-galego (1,2%), pega-azul (2,0%), respectivamente. Ou seja, dentro das ordens mencionadas, destacam-se as espécies que apresentam indivíduos de maior biomassa (de entre as consumidas e com a excepção do mocho-galego) e que no Sul de Portugal apresentam efectivamente uma abundância elevada (Cabral *et al.*, 2005; Equipa Atlas, 2008) tornando-se, por isso, de maior rentabilidade energética.

Outra questão a assinalar é o facto de terem sido identificados strigiformes como presas (2,6%), o que será explicado tendo em conta a coincidente actividade circadiana e remetendo também para uma possível situação de super-predação (Lourenço *et al.*, 2011). No entanto, mesmo existindo abundância de strigiformes junto a um território de bufo-real, há que ter em conta que o esforço de captura destes indivíduos torna-se maior em relação a presas tipicamente diurnas uma vez que, sendo igualmente espécies nocturnas, terão muito mais facilidade na detecção do predador e tenderão a fugir.

É importante também considerar o facto de se terem identificado indivíduos da própria espécie (3 indivíduos juvenis), tal dever-se-á, possivelmente, a uma baixa disponibilidade de alimento. Efectivamente, não considerando a zona 2 – para os quais os valores dos índices quilométricos de abundância de coelho-bravo foram nulos – o consumo de bufos- reais ocorreu no Nordeste alentejano e no alto Guadiana, as duas zonas para as quais a média dos índices quilométricos de abundância e a média das percentagens de ocorrência numéricas de coelho foram mais baixas. No entanto, tal ocorrência poderá também dever-se à morte do macho durante a época de reprodução, altura em que a fêmea permanece no ninho sendo alimentada pelo macho (Penteriani & Delgado, 2010). Tanto a morte do macho, e consequente falta de alimento no ninho,



como a elevada escassez alimentar no geral, podem levar a fêmea a sacrificar a cria mais débil para alimentar as restantes crias (Cramp, 1985). Pode-se dar também o caso de uma das crias morrer, por fome, frio ou doença e, nesse caso, tendem também a ser consumidas pelos progenitores e restantes crias. Por último, é também possível que o consumo de juvenis de bufo-real resulte de situações de cainismo, em que os juvenis mais fortes matam os irmãos mais fracos de modo a obter mais recursos e acabando por os ingerir, ou simplesmente privando-os dos recursos adquirindo-os em primeiro lugar e levando à consequente morte do(s) irmão(s), seguida da sua ingestão. Em qualquer um destes casos, verificou-se realmente que os indivíduos juvenis foram mesmo consumidos (pois os ossos encontravam-se em regurgitações) e que não tinham somente morrido ou sido abatidos no ninho.

Relativamente ao consumo de répteis, a sua ocorrência na dieta apresentou-se praticamente residual, contando apenas com 2 indivíduos. Tal dever-se-á ao facto de as espécies de répteis serem sobretudo diurnas. No entanto, de ambos os indivíduos foi possível identificar uma espécie, apresentando esta uma actividade nocturna – a osga-comum (*Tarentola mauritanica*).

Como consumo de anfíbios registaram-se, no total, 99 indivíduos (1,1%). Embora a maioria das espécies apresentem actividade nocturna e sejam de fácil captura e manuseio para o bufo-real, a sua detecção poderá ser mais difícil devido ao seu reduzido tamanho; também pelo seu tamanho, tornam-se espécies pouco rentáveis energeticamente e, portanto, deverão ser consumidas oportunisticamente perante encontros ocasionais.

No total, foram identificados 29 peixes, o que estará relacionado com a proximidade de alguns dos territórios a cursos de água (como a ribeira do Vascão ou a da Foupana). Tendo sido os peixes identificados como ciprinídeos, e sendo o bufo-real uma espécie generalista e oportunista, a captura destes peixes representa presas ocasionais bastante rentáveis energeticamente, dado a sua biomassa. Provavelmente, o consumo destes será resultante de indivíduos moribundos que, devido à descida repentina do nível médio das águas, fiquem isolados nas margens e expostos à predação.

Em termos de invertebrados, foram identificadas 87 presas, no entanto, estas pouco contribuem em termos de biomassa para a dieta do bufo-real pela sua reduzida dimensão. Podem-se, no entanto, destacar os 41 coleópteros identificados e os 36 lagostins-vermelhos-do-Louisiana.

Tendo em conta os dados obtidos para as diferentes zonas, a menor diversidade em termos de espécies e ordens consumidas observou-se na zona do Alentejo Central (24 e 14, respectivamente), o que poderá ser reflexo desta ter sido a zona pior amostrada (com apenas 2 territórios estudados e um total de presas identificadas de 196). No entanto, para esta mesma zona observaram-se as médias mais elevadas para o índice de diversidade de Shannon ( $0,82 \pm 0,126$ ) e para a equitabilidade ( $0,76 \pm 0,081$ ) e, simultaneamente, verificaram-se para esta zona os valores de consumo mais baixos para lagomorfos e coelho-bravo, levando a crer que perante uma menor disponibilidade da espécie de maior preferência o bufo-real tende a aumentar a diversidade da sua alimentação, não necessariamente em termos de espécies mas consumindo de igual forma outras espécies disponíveis. Para além disso, aumentam também as perspectivas de ocorrer super-predação (Lourenço *et al.*, 2011) – é também nesta zona que se observam os valores mais elevados para as ordens accipitriformes e strigiformes, em particular; e a classe das aves, no geral.

Por outro lado, na zona do Nordeste algarvio a classe dos mamíferos, a ordem dos lagomorfos e a lebre-ibérica apresentaram, simultaneamente, os grupos com as percentagens mais elevadas. Por outro lado, foi nesta mesma zona que se observaram as percentagens mais baixas para a classe das aves, a ordem Accipitriformes, ordem Strigiformes e até mesmo o menor índice de diversidade de Shannon (0,60), embora nesta mesma zona se tenha observado a mais elevada riqueza específica em termos de ordens. Indicando que, perante uma situação em que as presas preferidas são mais consumidas (porque existirão em maior abundância), o bufo-real terá menos tendência em consumir outro tipo de presas.

A situação que se observou para a zona do Rio Ardila vem precisamente corroborar esta questão, uma vez que para esta zona se verificam as maiores percentagens de consumo de coelho e o valor de equitabilidade menor. Esta situação específica vai de encontro ao que refere Pulliam (1974): que o aumento da abundância alimentar (neste caso da presa de um dado grupo taxonómico) leva ao aumento da especialização alimentar de um predador – ou seja, havendo um consumo maior de lagomorfos a equitabilidade em termos de ordens deverá diminuir.

Partindo do princípio que o maior ou menor consumo de coelho-bravo e lebre-ibérica se deve sobretudo à sua abundância nos locais onde se situam os territórios de bufo-real, o que também já foi comprovado anteriormente por outros autores (Serrano, 1998; Penteriani *et al.*, 2002b), os resultados obtidos vão de encontro às duas primeiras

suposições de Schluter (1981) referidas na introdução (ver **1.3 – Selectividade específica e intra-específica**) que, de acordo com este estudo e adaptadas concluem que: 1) quando o coelho-bravo (presa óptima) ocorre de forma abundante, o bufo-real deverá alimentar-se maioritariamente (e não unicamente, uma vez que em nenhum território o bufo-real apenas se alimentou de um determinado grupo de presas) desta presa mais favorável; 2) o consumo de outros grupos taxonómicos (e não espécies) não dependerá da abundância destes grupos (e não espécies) mas sim da abundância destas duas espécies mais rentáveis (os IQA's e a sua relação linear positiva com o consumo de coelho-bravo parecem indicar isso embora se devesse também estudar a abundância relativa das outras espécies nos territórios estudados para corroborar melhor esta suposição – ver **4.2.4 – Enviesamento dos dados e outras limitações deste estudo**) e; 3) quando a abundância de coelho-bravo diminui, a diversidade da dieta deverá aumentar (o que, tendo em conta os resultados obtidos, é verificável atentando nos valores dos índices de diversidade de Shannon calculados pois a riqueza específica introduz um erro maior associado aos diferentes tamanhos das amostras e, portanto, os valores de riqueza foram mais elevados nas zonas melhor amostradas que, por isso, cobriram uma área zoogeográfica maior). No entanto, poder-se-á adaptar esta terceira suposição referindo que, quando a abundância de coelho-bravo e lebre-ibérica diminui, a biodiversidade da dieta aumenta, havendo um consumo superior de outros grupos taxonómicos preferenciais, nomeadamente a classe das aves.

Para corroborar esta mesma teoria, podemos também constatar o caso específico do território da Mina do Bugalho, situado na zona do Alto Guadiana (4), em que se observaram as maiores percentagens de ocorrência para coelho-bravo e as menores percentagens de ocorrência de lebre-ibérica, indicando que neste mesmo território o coelho-bravo será uma espécie bastante abundante e efectivamente preferida face à lebre-ibérica.

Ainda dentro da caracterização geral da dieta, é de salientar o facto de 15% das 71 espécies identificadas neste trabalho (as outras 6 espécies referem-se a variações domésticas e a invertebrados), apresentarem um estatuto de conservação de ameaça, 21% se considerarmos DD como um estatuto de conservação que, por falta de informação, pode traduzir uma espécie ameaçada. Dos 15% inclui-se a própria espécie (NT) e a espécie mais consumida e preferida pelo bufo-real, o coelho-bravo (NT). O que alerta para a importância de questões de gestão da conservação desta espécie e que serão

referidas mais baixo (ver **4.5 – Conservação e indicação de trabalhos futuros**), embora as percentagens médias de consumo destas espécies sejam na sua grande maioria muito baixas.

Outra questão ainda é o facto de este trabalho adicionar 11 espécies à listagem de espécies consumidas pelo bufo-real na Península Ibérica, tendo em conta a bibliografia consultada (ver **2 – Métodos**). Na generalidade dos casos as percentagens de ocorrência, em termos numéricos e de biomassa, são valores bastante baixos, indicando que o seu consumo possa ser uma questão de oportunidade, até porque o bufo-real é sobretudo um predador passivo, esperando o encontro com as presas (Penteriani & Delgado, 2010). No entanto, é de destacar o caso do lagostim-vermelho-do-Louisiana (n=36; 0,56%) e do pardal-doméstico (n=11; 0,11%), com os valores mais elevados desta lista.

## **4.2 – SELECTIVIDADE INTRA-ESPECÍFICA**

Os aspectos acerca da selectividade intra-específica que se discutem abaixo são o elemento mais inovador neste trabalho, uma vez que não há bibliografia anterior acerca da selectividade intra-específica da dieta do bufo-real para Portugal.

### **4.2.1 – COELHO-BRAVO**

Relativamente à selectividade intra-específica para o coelho-bravo, e mediante a análise dos dados, parece existir uma preferência dietética de consumo de indivíduos juvenis (41,2%) e adultos (34,4%), face a indivíduos sub-adultos (24,4%). Em termos de biomassa, o peso médio dos indivíduos de coelho-bravo capturados e consumidos foi de  $557,2 \pm 316,10$  g (n = 2808), valor superior à biomassa exigida diariamente por um indivíduo adulto de bufo-real – 300-400 g no inverno e 200-300 g no verão – mas bastante próximo ao valor de consumo das crias 450-500 g – valores dados para cativeiro (Cramp, 1985). Os valores oscilam entre as 74,7 g (mínimo) e 1262,9 g (máximo), no entanto, parece haver uma selectividade bimodal de indivíduos de coelho-bravo com pesos entre as 100 e as 250 g (23,0%) e as 750 e as 950 g (21,5%). Estes valores referir-se-ão a indivíduos juvenis e adultos, cujos pesos médios inferidos foram  $244,0 \pm 129,5$  g (n = 675) e  $908,4 \pm 130,9$  g (n = 531), respectivamente.

A obtenção destes resultados deverá estar relacionada com o facto de se tornar mais rentável energeticamente capturar juvenis nas épocas em que estão mais disponíveis, pois exigem menor esforço de procura, captura e transporte. Essa época será na Primavera (Abril-Maio), meses em que as fêmeas e os machos atingem o pico máximo na sua actividade reprodutora (Lopes, 2012). No entanto, os juvenis providenciam menor energia em termos de biomassa e, em épocas em que os juvenis existam em menor densidade, possivelmente, torna-se mais rentável capturar um indivíduo já adulto que, embora requeira maior esforço de captura e transporte, resultará num maior ganho em termos de biomassa. Se um coelho adulto, com cerca de 1000 g, se encontrar mais acessível (reduzindo-se assim o tempo de procura), este representará cinco vezes um indivíduo juvenil com cerca de 200 g e, como tal, compensará o esforço de captura e transporte. Esta questão vai de encontro à teoria de que um predador, perante duas presas pertencentes ao seu espectro trófico, tenderá a seleccionar a de maiores dimensões, sempre que exista uma igualdade no tempo e energia dedicados à sua procura, captura e manuseio (Krebs & Davies, 1997).

#### **4.2.2 – LEBRE-IBÉRICA**

No caso das lebres, os indivíduos juvenis (76,1%) parecem ser preferidos em detrimento dos sub-adultos (17,1%) ou mesmo adultos (6,8%), o que parece fazer sentido, na medida em que esta espécie co-existe, no Sul de Portugal, com o coelho-bravo e que os adultos de lebre apresentam um peso superior exigindo maior esforço de captura e transporte, face a um indivíduo adulto de coelho-bravo. Este resultado vai também de encontro ao trabalho de Donázar *et al.* (1989), onde se observou que o bufo-real tende a capturar sobretudo lagomorfos juvenis. Para além disso, segundo Alves & Ferreira (2002) e Alves *et al.* (2002), a reprodução da lebre-ibérica é contínua ao longo de todo o ano, o que resultará na constante disponibilidade de indivíduos juvenis. No entanto, o seu pico de disponibilidade ocorrerá entre Janeiro e Agosto (Alves *et al.*, 2002), época que coincide com a reprodução do bufo-real e com a alimentação das crias e da fêmea no ninho (Penteriani & Delgado, 2010).

Normalmente, as lebres distinguem-se dos coelhos por produzir crias muito desenvolvidas, com pêlo e olhos abertos, e capazes de se moverem após poucos minutos do seu nascimento (Duarte, 2000). As crias de coelho permanecem na toca, dependentes dos cuidados maternos, cerca de 20-30 dias (Villafuerte, 2002) essa será uma das razões

para o bufo-real preda mais frequentemente indivíduos de lebre juvenis ( $n = 1255$ ; 76,1% das lebres consumidas) face a indivíduos de coelho juvenis ( $n = 1157$ ; 41,2% dos coelhos consumidos). Para além disso, as lebres alimentam-se sobretudo à noite e podem fazê-lo reunindo-se em grupos em zonas abertas, sendo que os juvenis tendem a reunir-se em grupos de alimentação mais frequentemente do que os adultos (Duarte, 2000), perante esta situação o bufo-real poderá preda preferencialmente sobre os juvenis com um esforço de captura bastante baixo. Outra questão prende-se com o facto de os coelhos construírem tocas, sendo que os juvenis, depois de saírem das tocas, permanecem em zonas onde existem várias entradas para as tocas (Rueda *et al.*, 2008), entrando nestas quando se sentem ameaçados. Em contrapartida, as lebres não constroem tocas e, por isso, os juvenis ficam muito mais expostos a eventos de predação.

Em termos de biomassa, o peso médio dos indivíduos capturados e consumidos foi de  $584,5 \pm 632,11$  g e  $617,8 \pm 564,80$  g ( $n = 638$ ), utilizando as curvas de regressão dadas por Lourenço (2000) – CR1 – e as curvas de regressão calibradas obtidas neste trabalho – CR2, respectivamente. À semelhança do que foi referido em termos de selectividade intra-específica de coelho-bravo, estes valores são também ambos superiores ao das necessidades energéticas diárias do bufo-real em cativeiro (Cramp, 1985). Independentemente das curvas de regressão utilizadas, existe uma tendência unimodal de consumo de lebres de categorias de peso baixas: 100-300 g (CR1) e 100-400 g (CR2). Estes valores referem-se a juvenis, cujos pesos médios obtidos foram de  $264,9 \pm 180,35$  g (mín. = 69,4 g e máx. = 1367,2 g – CR1) e de  $328,7 \pm 183,72$  g (mín. = 109,9 g e máx. = 1346,4 g – CR2). Tendo em conta as médias de peso obtidas, verifica-se que as novas curvas de regressão obtidas sobrestimam o peso de indivíduos de menor peso em comparação com as curvas de regressão utilizadas anteriormente, o que neste trabalho acaba por ser favorável na medida em que, geralmente, os indivíduos de menor peso são subestimados em termos de medidas ósseas – tal deve-se ao facto de as epífises de indivíduos juvenis se destacarem facilmente dos ossos e, portanto, o comprimento total dos ossos longos de juvenis é normalmente inviesado para baixo.

#### **4.2.3 - RATAZANAS**

Considerando todos os indivíduos do género *Rattus* ( $n = 526$ ), foram consumidas

mais ratazanas-pretas ( $n = 194$ ) que ratazanas-castanhas ( $n = 58$ ), sendo que 274 dos indivíduos apenas foram classificados quanto ao género como *Rattus* spp.. No entanto, apenas foi possível inferir o peso de 260 indivíduos, para os quais as mandíbulas se encontravam completas: 118 indivíduos de ratazana-preta, 33 indivíduos de ratazana-castanha e 109 indivíduos classificados apenas até ao género *Rattus*. Para os indivíduos para os quais foi possível inferir o peso, a média foi de  $135,5 \pm 66,57$  g, havendo uma tendência unimodal de consumo de indivíduos com pesos entre os 60 e os 160 g correspondendo, provavelmente, a indivíduos juvenis. Para esta análise dos dados apenas se aplicou a curva dada por Morris (1979) uma vez que é a única curva designada para inferir a biomassa tendo em conta longitudes mandibulares de indivíduos do género *Rattus*, no geral.

Para a análise dos pesos das espécies de ratazana, utilizou-se não só a curva dada por Morris (1979) mas também as curvas dadas por Zamorano *et al.* (1986), que se referem às longitudes mandibulares intra-específicas. Atentando apenas nos indivíduos de ratazana-preta, observou-se um peso médio de  $122,3 \pm 50,41$  g (Morris, 1979) e de  $215,8 \pm 94,46$  g (Zamorano *et al.*, 1986) revelando-se também uma tendência unimodal, em que, se analisarmos ambos os intervalos dados pelas curvas dos dois trabalhos referidos, e os intercepçionarmos, obtemos um consumo incidente no intervalo de indivíduos com biomassas entre os 50 g e os 140 g (66,9% a 89,0% dos indivíduos). A média obtida com os dados deste trabalho revelou-se um pouco acima da média obtida com os dados de campo de Zamorano *et al.* (1986), para consumo de ratazanas-pretas pelo bufo-real em Espanha –  $141,5 \pm 45,1$  g ( $n = 83$ ).

Para indivíduos de ratazana-castanha não se observou uma tendência clara de consumo de pesos, uma vez que a amostra é de pequena dimensão ( $n = 33$ ). No entanto, a média dos pesos foi de  $215,8 \pm 94,46$  g (Morris, 1979) e  $170,2 \pm 79,06$  g (Zamorano *et al.*, 1986). Neste caso a média dos pesos foi inferior à obtida por Zamorano *et al.* (1986) –  $264,0 \pm 87,0$  g ( $n = 42$ ). Na distribuição dos pesos constata-se dois picos de consumo nas duas análises, nos intervalos 220-230 g (9%) e 290-300 g (6%) (Morris, 1979) e nos intervalos 170-180 g (9%) e 230-240 g (9%) (Zamorano *et al.*, 1986); que embora não sejam intervalos que se intercepçionem, pareçam indicar grupos de indivíduos adultos.

Comparando os resultados obtidos por utilização das curvas dadas por ambos os autores indicados, conclui-se que a curva dada por Morris (1979) sobrestima indivíduos de maior dimensão em comparação com as curvas dadas por Zamorano *et al.* (1986),

que sobrestimam indivíduos de menor dimensão. Como tal, a utilização do método de Morris (1979) adaptar-se-á melhor a uma situação em que os ossos sejam encontrados em egagrópilas, uma análise que, utilizada isoladamente (o que acontece frequentemente no estudo de outras rapinas nocturnas como a coruja-do-mato – *Strix aluco* – ou a coruja-das-torres – *Tyto alba*) sobrestima os indivíduos que, por serem de menor dimensão, podem ser ingeridos inteiros. Por outro lado, o método utilizado por Zamorano *et al.* (1986) será melhor adaptado a uma análise que apenas se baseie em ossos acumulados no local e que se refiram a restos de presas o que, geralmente, sobrestima os indivíduos de maior dimensão.

#### **4.2.4 – PERDIZ-VERMELHA**

Para grande parte das perdizes identificadas ( $n = 266$ ) não foi possível inferir o sexo dos indivíduos, uma vez que esta característica apenas é identificável através dos tarsos-metatarsos e, em muitos casos, apenas se recolheram outros ossos identificativos, como o crânio e os fémures (ver **2.4.3 – Sexo**). No entanto, para os indivíduos para os quais foi possível determinar o sexo ( $n = 311$ ), verificou-se que foram consumidos sobretudo machos (84,89%). Para além disso, 92,2% das perdizes referiram-se a indivíduos adultos. Provavelmente, sendo esta uma espécie diurna, estes dados reflectem a elevada conspicuidade observada nos machos durante a época de acasalamento (Primavera), que cantam em poisos muito visíveis antes do amanhecer (Donazar & Castien, 1989; Purroy & Purroy, 2014).

#### **4.2.5 – OURIÇO-CACHEIRO**

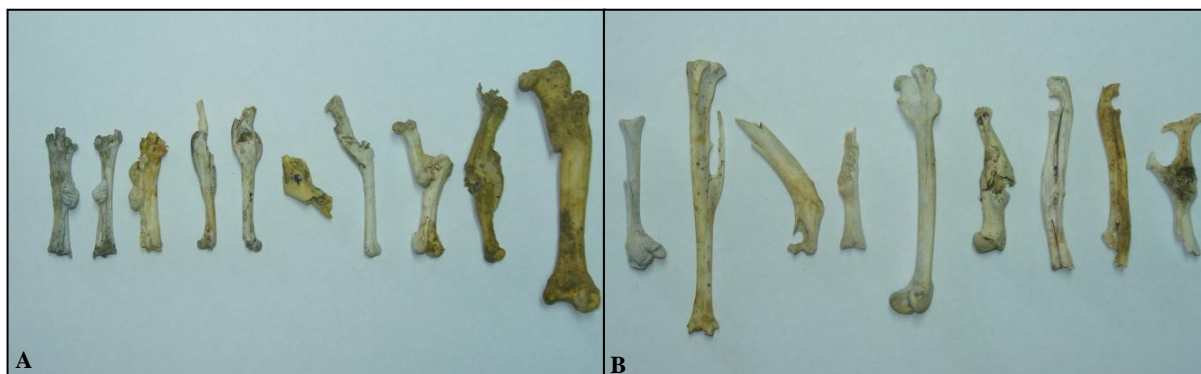
Embora se tenham identificado um total de 409 indivíduos de ouriço-cacheiro, não foi possível determinar a idade de grande parte dos indivíduos ( $n = 161$ ), uma vez que nesses casos os ossos disponíveis se traduziram em mandíbulas e crânios (para os quais é muito difícil a diferenciação com base no comprimento e ossificação das epífises) ou porque a identificação foi feita com base em peles com espinhos encontradas em poisos de alimentação. Para os indivíduos para os quais foi possível inferir a idade ( $n = 248$ ), observou-se um consumo incidente em indivíduos sub-adultos (41,53%) e juvenis (50,00%). O consumo de adultos apresentou-se, de facto, bastante baixo (8,47%). Tal resultado não seria expectável, uma vez que para um bufo-real será



igualmente fácil capturar qualquer indivíduo de ouriço-cacheiro, retirando-lhe a camada de espinhos por inteiro (observada várias vezes junto a ninhos/poios de alimentação) e, por isso, esperava-se que este seleccionasse indivíduos de maior biomassa e, por isso, mais rentáveis energeticamente. No entanto, possivelmente, os adultos da espécie deverão ter melhor desenvolvidos mecanismos anti-predatórios. Outras espécies de mamíferos, herbívoros e insectívoros, tendem a fugir de manchas de vegetação durante a noite de modo a evitar mamíferos carnívoros, no entanto, o ouriço-cacheiro, pelos seus espinhos não é, normalmente, uma presa muito apetecível para estes predadores não tendo necessidade de se afastar de manchas de vegetação. Como tal, os adultos de ouriço-cacheiro poderão esconder-se com melhor eficácia em manchas de vegetação durante a noite, tendo maior noção do perigo de ficar em locais abertos, face aos juvenis e sub-adultos. Outra razão para o maior consumo de juvenis de ouriço poderá estar relacionado com o facto de esta espécie estar mais disponível durante a época de reprodução e, aumentando a abundância da espécie e a proporção de indivíduos juvenis na população, aumenta a probabilidade de os indivíduos serem detectados e predados.

#### 4.3 – DEFORMAÇÕES ÓSSEAS

De acordo com os resultados obtidos, foram observadas deformações ósseas em 1,15% das 8920 presas identificadas. Embora seja um valor baixo, este traduz-se em 103 indivíduos que se distribuem pelas espécies e grupos taxonómicos mais consumidos (ver **4.1 – Caracterização geral da dieta**). No entanto, este valor apenas se traduz no número mínimo de indivíduos com deformações ósseas, uma vez que nem sempre é possível encontrar todos os ossos de todos os indivíduos e, portanto, poderão ter sido identificados indivíduos cujos ossos com deformações nunca terão sido encontrados. Para além disso, apenas deformações muito evidentes são detectadas com facilidade (**figura 29**), enquanto pequenas deformações e assimetrias de membros pares são difíceis de detectar.



**Figura 29** – Exemplos de deformações ósseas registadas em aves (**A**) e em indivíduos de coelho-bravo (**B**).

É de salientar o valor mais elevado de percentagem de deformações ósseas, obtido para indivíduos de perdiz-vermelha, correspondendo a 3,29% dos indivíduos. No caso das aves, podem ocorrer malformações durante o desenvolvimento, definidas como anomalias de estrutura ou de posição durante a incubação (malformações congénitas); estas podem ocorrer devido a causas desconhecidas, genéticas ou ambientais, e grande parte refere-se a malformações no esqueleto dos indivíduos (Pourlis, 2011). Pourlis (2011) refere ainda que as deformações em aves reflectem o seu estado de saúde e do ambiente que as envolve e, no caso de populações selvagens, devem-se a factores espontâneos, genéticos, toxicológicos e ambientais.

Seria importante estudar a proporção de indivíduos com deformações ósseas nas populações existentes nos vários territórios. Se os indivíduos capturados pelo bufo-real apresentarem uma maior percentagem de indivíduos com deformações ósseas do que a proporção existente nos territórios, será porque, à partida, o bufo-real estará a exercer uma selecção activa sobre as presas deformadas; tal diferença foi verificada para a classe das aves num estudo realizado por Fernandez-Llario & Hidalgo de Trucios (1995).

Indivíduos com deformações ósseas revelam-se, na maior parte das vezes, indivíduos mais fracos, no entanto, sendo o bufo-real um predador passivo, esperando as suas presas, a selecção destes indivíduos é consequência da menor mobilidade das presas, exigindo do predador menores gastos energéticos na sua captura e manuseio (Penteriani & Delgado, 2010). Por outro lado, estes indivíduos terão mais dificuldade na fuga aos predadores (Vargas *et al.*, 1988) e na aplicação de comportamentos anti-predatórios.

No entanto, apesar de o bufo-real apresentar um comportamento de caça passivo, tal não significa que não seja capaz de reconhecer as presas de pior condição física, o que já terá sido estudado por Penteriani *et al.* (2008a) que observou que o bufo-real selecciona os indivíduos de coelho-bravo utilizando sinais visuais que se traduzem na reflectância da cor branca das suas caudas – as caudas dos indivíduos capturados apresentaram menor reflectância que as dos indivíduos não capturados, e eram referentes a indivíduos de pior condição física. Assim, perante a existência de dois indivíduos da mesma espécie no raio de percepção do bufo-real, este poderá reconhecer o indivíduo de pior condição física. No entanto, outros factores, não detectáveis pela análise dos ossos, poderão contribuir para uma pior condição física dos indivíduos,

como doenças (DHV ou mixomatose) ou falta de alimento. Neste trabalho, detectaram-se deformações ósseas em 1,49% das presas identificadas como coelho-bravo, o que se traduz em 43 indivíduos com deformações ósseas num total de 2893.

Tendo em conta que o consumo do bufo-real recai sobre espécies cinegéticas – como o coelho, a lebre e a perdiz – é também possível que algumas das deformações detectadas se devam a projecteis que não causaram directamente a morte do indivíduo (ex: foi identificado um tarso-metatarso de perdiz ainda com um chumbo de caça cravado no osso). De qualquer modo, e tendo em conta que as deformações ósseas detectadas neste estudo se referem aos grupos de maior consumo pelo bufo-real, pode-se considerar que este predador de topo assume, no Sul de Portugal, o importante papel de eliminar indivíduos mais fracos das suas populações.

#### **4.4 – ENVIESAMENTO DOS DADOS E OUTRAS LIMITAÇÕES DESTE ESTUDO**

Na interpretação dos resultados derivados da análise de restos de presas e egagrópilas, há que ter em conta as limitações e enviesamentos inerentes à utilização destes métodos de análise da dieta. De uma forma geral, os restos de presas sobrestimam os indivíduos de maiores dimensões e mais conspícuos, tais como peixes e aves de médio/grande porte (Marchesi *et al.*, 2002; Sánchez *et al.*, 2008); por outro lado, as regurgitações tendem a sobrestimar a ocorrência de presas de tamanho médio ou pequeno, tais como pequenos mamíferos (roedores, por exemplo) e aves (passeriformes, por exemplo) (Marchesi *et al.*, 2002; Sánchez *et al.*, 2008); finalmente, e quando comparadas à utilização de métodos de observação directa (idealmente o mais fidedigno), a utilização dos restos de presas para estudo da dieta parecem enviesar mais os resultados que a utilização de egagrópilas, embora permitam a detecção de um maior número de espécies e de presas normalmente não registadas nas egagrópilas (Marchesi *et al.*, 2002). Por isso, neste trabalho, optou-se pela análise de restos de presas, de ossadas recolhidas directamente nos territórios e de ossadas obtidas pelo tratamento das egagrópilas. No entanto, a observação directa é comumente considerada a melhor forma de estudar a dieta de uma rapina, registando as espécies-presa fornecidas ao ninho (às crias) e as consumidas em poisos de alimentação (Marchesi *et al.*, 2002). A questão é que nas rapinas nocturnas esse evento ocorre à noite e, no Sul de Portugal (sobretudo nos territórios estudados), em locais de difícil acesso, dificultando grandemente a

possibilidade de se efectuar esse registo. Assim sendo, apenas o recurso a câmaras nocturnas permitiria fazê-lo, o que não foi possível mediante o orçamento deste trabalho.

Na sequência da impossibilidade de efectuar observação directa, torna-se impossível distinguir a dieta dos adultos da das crias, uma vez que a fêmea permanece no ninho com as crias até ao seu primeiro mês de vida (Penteriani & Delgado, 2010), e o material que se acumula junto dos ninhos é representativo de ambas as faixas etárias; para além disso, o facto de os locais de poiso se distanciarem do ninho numa média de 300m (Penteriani & Delgado, 2010), poderá fazer com que nem sempre se recolham as presas preferidas pelo macho, pois embora se tente colectar material na maior área possível e se tente detectar todos os poisos diurnos de adultos, estes nem sempre são detectáveis, sobretudo se estiverem mais afastados ou localizados em árvores.

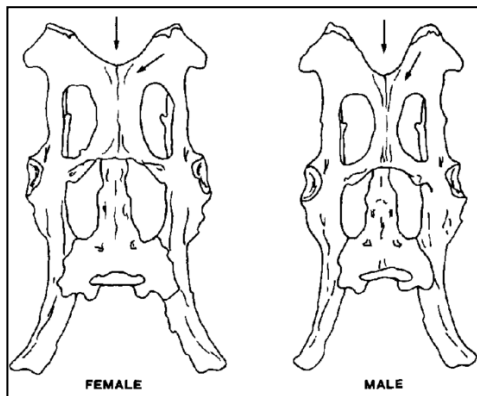
Embora os dados analisados pareçam indicar que a selectividade intra-específica do bufo-real no Sul de Portugal incide maioritariamente sobre indivíduos juvenis (com excepção de indivíduos de perdiz-vermelha), pode estar subjacente um enviesamento dos dados, uma vez que os ossos de adultos tendem a ser encontrados fragmentados mais frequentemente que os de juvenis (na **figura 30** é possível observar o elevado número de ossos fragmentados existentes apenas numa parte de uma amostra de um



**Figura 30** – Parte de amostra de um território em fase de organização e identificação.

território), tornando-se em alguns casos difícil identificar a que espécie ou categoria de indivíduo (em termos de biomassa, idade e sexo) pertencem. Para além disso, na análise de regurgitações, são sobretudo os ossos longos de juvenis que nelas constam, já que a ingestão de ossos longos de indivíduos adultos pode, em muitos casos, não ser possível, sobretudo se se tratarem de indivíduos de maiores dimensões, como uma lebre adulta de 2000 ou 3000 g. No entanto, tal enviesamento não deverá ser muito elevado, uma vez que houve um elevado esforço no trabalho de campo – tentando-se colectar o máximo de ossos – e no trabalho laboratorial – em que se tentou identificar a idade dos indivíduos mesmo em ossos fragmentados. Efectivamente, o número de indivíduos para os quais não foi possível identificar a idade foi baixo (sobretudo dentro das presas principais).

No caso das duas espécies mais representativas da dieta do bufo-real no Sul de Portugal, o coelho-bravo e a lebre-ibérica, importaria ainda perceber a selectividade intra-específica em termos de sexo. Infelizmente, apesar de existir bibliografia que indique ser possível inferir o sexo de indivíduos de coelho-bravo através do ângulo que os ísquios (zona inferior da pélvis) formam (Donázar & Ceballos, 1989) – **figura 31** –



**Figura 31** – “Dimorfismo sexual observado na cintura pélvica de *Oryctolagus cuniculus*. No macho, o ângulo entre os ísquios é notavelmente mais agudo do que na fêmea.” Adaptado de Donázar e Ceballos (1989).

na maior parte das vezes, os ossos pélvicos são encontrados isoladamente, para além de que se encontram muitas vezes fragmentados precisamente na parte diagnosticante do osso, não possibilitando uma determinação rigorosa e exacta do sexo (**figura 30**). Como tal, apenas no caso da perdiz-vermelha se conseguiu perceber, através dos ossos, se os indivíduos capturados são macho ou fêmea (ver **2.4.3 – Sexo**). Assim, esta é uma limitação inerente à questão do estudo da selectividade intra-específica neste trabalho.

Outra questão de grande importância neste trabalho é que por vezes, torna-se complicado perceber porque é que determinados indivíduos de uma dada espécie, ou dentro da mesma espécie (de uma dada categoria de biomassa, sexo, idade ou existência de deformações ósseas) são seleccionados pelo bufo-real como presas. Ou seja, se a

selectividade revelada pela análise dos dados se refere efectivamente à preferência do bufo-real por determinadas espécies e categorias, ou se é simplesmente uma questão de maior ou menor disponibilidade desse tipo de presas nos territórios. Num cenário ideal, seria necessário obter valores concretos da disponibilidade (densidade populacional e proporção de sexos, idades e biomassa) de todas as espécies-presa potenciais em cada um dos 41 territórios o que, tendo em conta a duração, a área de estudo e a logística deste trabalho, não seria possível; para além de que o bufo-real é uma espécie generalista e o número de espécies-presa potenciais é muito elevado (identificadas 77 espécies diferentes). Como tal não foi possível, tudo aquilo que se indica neste trabalho são as presumíveis preferências dietéticas do bufo-real no Sul de Portugal (que se traduzem na dieta não aleatória relativamente à abundância de presas), com base nos dados de consumo obtidos; efectivamente, não se referem concretamente as escolhas activas do bufo-real (traduzidas nas diferentes probabilidades de ataque dados os encontros com os diferentes tipos de presa), pois este trabalho não abrange dados acerca dos vários passos da interacção predador-presa (dieta preferida) sugeridos por Sih & Christensen (2001): a) Taxa de encontro relativa = Taxa de encontro com a espécie/Abundância da presa num determinado ambiente (apenas se determinou a abundância relativa de coelho-bravo em 33 territórios); b) Probabilidade de ataque = Taxa de ataque à presa/Taxa de encontro com a espécie; c) Sucesso de captura = Taxa de captura da presa/Taxa de ataque à presa; d) Probabilidade de consumo = Taxa de consumo da presa/Taxa de captura da presa. Adquirir toda esta informação é difícil tendo em conta que o bufo-real se alimenta de presas móveis. Numa situação em que as presas são imóveis, a selecção activa de um predador e as suas preferências dietéticas coincidem entre si (Sih & Christensen, 2001), mas neste caso não é o que acontece. Por outro lado, efectuaram-se outras suposições, considerando-se alguns aspectos acerca da abundância da espécie preferida, da sobreposição de ciclos circadianos e de preferências de habitat ou comportamentos típicos do bufo-real e das espécies consumidas.

Como tal, este trabalho apenas refere as preferências dietéticas do bufo-real no Sul de Portugal e nem sempre se apoia na teoria da dieta óptima (MacArthur & Pianka, 1966), uma vez que para se efectuar um teste válido acerca das previsões da teoria da dieta óptima teria que ter sido possível estimar com precisão a abundância de potenciais presas, uma vez que um dos pontos fulcrais da teoria da dieta óptima assenta no facto de que a previsão da especificidade de um predador é uma resposta às condições ambientais e, especificamente, à abundância de presas alternativas (Pulliam, 1974). Por

outro lado, Pulliam (1974) também refere que o encontro do predador com as suas presas é naturalmente aleatório e que, mesmo que a abundância das espécies na natureza ocorra de forma constante, ao encontrar as suas presas aleatoriamente, o predador pode fazer as suas próprias estimativas acerca da disponibilidade de um determinado alimento; consequentemente, tal questão poderá estar na origem da alteração de um comportamento especialista num comportamento generalista.

Apesar de se supor que o maior consumo de determinadas categorias das espécies possa ser superior em certas épocas do ano, devido ao ciclo biológico das presas – por exemplo, que o consumo de coelhos juvenis seja maior na Primavera pois machos e fêmeas encontram-se no pico da sua actividade reprodutora (Lopes, 2012) – é de referir que os dados obtidos não representam o consumo ao longo do ano, uma vez que os territórios foram visitados apenas uma vez num ano e raramente em anos consecutivos, representando o material recolhido consumos de presas sobretudo durante o período reprodutor e, por vezes, acumulado no ninho no decurso de mais do que uma época de reprodução. Esta é outra limitação deste estudo.

Relativamente ao consumo de presas de piores condições físicas, e utilizando estes métodos, apenas se pôde inferir as piores condições físicas dos indivíduos a partir das deformações detectáveis nos ossos, como calos ósseos e tumores; assim, outras doenças que não afectem a estrutura óssea não são consideradas nesta análise, e portanto, não é possível mencionar as preferências dietéticas do bufo-real face a indivíduos com limitações físicas, no geral (Fernandez-Llario & Hidalgo de Trucios, 1995).

Finalmente, teria sido igualmente importante relacionar, em cada um dos territórios, o menor ou maior consumo de determinados grupos taxonómicos com o habitat, uma vez que este é determinante na existência dos diferentes grupos taxonómicos e na capacidade de o bufo os detectar, capturar e transportar. Associando tal análise a informação obtida por telemetria, muito mais se haveria de averiguar. No entanto, tal não foi possível devido aos poucos recursos económicos e no tempo disponível.

#### 4.5 – CONSERVAÇÃO E INDICAÇÃO DE TRABALHOS FUTUROS

Compreender a dieta, de modo a prever as alterações alimentares conforme alterações de valor e disponibilidade de presas é uma importante questão da ecologia moderna (Sih & Christensen, 2001), sobretudo quando se fala de um predador de topo como o bufo-real. No caso desta espécie, e para o Sul de Portugal, será importante continuar a estudar a dieta deste predador e perceber de que forma actua sobre as populações de outras espécies. Independentemente de se considerar que o bufo-real mata as suas presas sem as seleccionar e que, portanto, poderá afectar as densidades de todas as espécies-presa (*Shared Predation Hypothesis* – Norrdahl & Korpimäki, 2000); ou de se considerar que selecciona a sua presa preferida até esta diminuir de densidade, e só depois opta por presas alternativas afectando também as suas densidades (*Alternative Prey Hypothesis* – Norrdahl & Korpimäki, 2000); em ambos os casos o impacto dos predadores sobre as presas alternativas é, pelo menos, sazonalmente forte o suficiente para suprimir densidades populacionais (Norrdahl & Korpimäki, 2000).

Será importante continuar a estudar a ecologia do coelho-bravo e a forma como se comportam as suas populações no Sul de Portugal. Perceber efectivamente quais as abundâncias populacionais da espécie nas diversas zonas; a proporção de indivíduos afectados por surtos de DHV e mixomatose, e a sua capacidade de resiliência a estes; a proporção de categorias de idade, sexo, biomassa e deformações ósseas (e outras limitações) na natureza; e a forma como tendem a ocupar os habitats; será importante, não só para uma melhor gestão e conservação das populações de bufo-real, como de toda a comunidade de predadores. Perante este tipo de conhecimento, será mais fácil estabelecer previsões acerca dos eventuais consumos de bufo-real, nomeadamente de outras espécies, sobretudo tendo em conta que 17% das espécies identificadas referem-se a espécies com estatuto de conservação de ameaça (entre elas o coelho-bravo com um estatuto de conservação NT) e será importante perceber o papel impactante do bufo-real nestas espécies. Estudos similares deverão igualmente ser desenvolvidos para o caso da lebre-ibérica, sendo também esta uma espécie de bastante importância para a população de bufo-real no Sul de Portugal.

Uma vez que o bufo-real poderá praticar predação-intraguilha (Serrano, 2000; Lourenço, 2006; Lourenço *et al.*, 2011, 2014), será também importante continuar a estudar a interacção da espécie com a comunidade de predadores (aves de rapina diurnas e nocturnas, mamíferos carnívoros).



Em termos de selectividade de presas intra-específica, muito há ainda para ser estudado. O desenvolvimento de técnicas que permitam inferir o máximo de informação através da análise de ossos de presas será de extrema importância nesta questão. Em particular, será ainda possível melhorar a capacidade de inferir os pesos de indivíduos de lebre-ibérica através de estudos aliados à actividade cinegética realizada no Sul de Portugal. Perante a abundância de reservas de caça nesta região do país, o bufo-real tenderá muitas vezes a alimentar-se nestas áreas, como tal, poder-se-á obter medidas ósseas e respectivos pesos e sexos de indivíduos caçados, melhorando a extrapolação de informação através de material recolhido. Esta poderá ser também uma acção que leve à conservação do bufo-real, pois poder-se-á aliar um estudo destes à educação ambiental mediante a interacção com os caçadores que, nesta região do país, vêem regularmente a presença do bufo-real como uma ameaça à abundância da caça. Portanto, explicar aos caçadores o importante papel que um predador de topo tem ao predar sobre indivíduos de piores condições físicas (presas que para os caçadores não terão tanto interesse, e cuja remoção poderá contribuir para uma maior sanidade das populações de espécies cinegéticas) poderá ser um ponto fulcral para evitar o abate de indivíduos desta espécie, reconhecida como uma importante ameaça para o bufo-real (Cabral *et al.*, 2005), sobretudo tendo em conta que se observaram, durante o trabalho de campo, indivíduos mortos no ninho que, aparentemente, terão sido abatidos. Para além disso, há que explicar também que, sendo o bufo-real um super-predador, este controla as populações de outros predadores que também se alimentam de coelho acabando, na verdade, por fomentar o aumento das populações de coelho.

## 5 – BIBLIOGRAFIA

- ALVES, P. C. & Ferreira, C. (2002). *Determinação da abundância relativa das populações de coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus algirus) em Portugal Continental*. Universidade do Porto, ICETA.
- ALVES, P. C.; Gonçalves, H.; Santos, M. & Rocha, A. (2002). Reproductive biology of the Iberian hare, *Lepus granatensis*, in Portugal. *Mammalian Biology*, 67: 358-371.
- BATISTA, T. (1992). *Contribuição para o estudo da dinâmica populacional da lebre (Lepus capensis, L.)*. Dissertação de Licenciatura em Engenharia Zootécnica. Évora: Universidade de Évora.
- BATISTA, T. & Mexia de Almeida, L. (1996). Resultados das medidas e outras observações em lebres cobradas em provas e caçadas, de 1992 a 1995. *Revista Florestal*, 9(1): 123-135.
- BEJA, P.; Pais, M. & Palma, L. (2007). Rabbit *Oryctolagus cuniculus* habitats in Mediterranean scrubland: the role of scrub structure and composition. *Wildlife Biology*, 13: 28-37.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL AND NATUSERVE (2012). *Bird species distribution maps of the world. 2012. Bubo bubo*. In: IUCN (Red List of Threatened Species), 2012. Acedido em Mar12, 2015, disponível em <http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=106002215>.
- BRAVO, L. (2011). Conejo – *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). In: Salvador, A. e Bautista, L. M. (Eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid, Museo Nacional de Ciencias Naturales. Acedido em Março 12, 2015, disponível em <http://www.vertebradosibericos.org/aves/bubbub.html>.
- BROWN, R.; Ferguson, J.; Lawrence, M. & Lees, D. (1999). *Tracks and Signs of the Birds of Britain and Europe*. Christopher Helm. Londres.
- CABRAL, M. J. (Coord.); Almeida, J.; Almeida, P. R.; Dellinger, T.; Ferrand de Almeida, N.; Oliveira, M. E.; Palmeirim, J. M.; Queiroz, A. I.; Rogado, L. & Santos-Reis, M. (Eds.) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Mamíferos* (2ª edição). Instituto da Conservação da Natureza, Assírio & Alvim. Lisboa.

- CALVETE, C.; Estrada, R.; Angulo, E. & Cabezas-Ruiz, S. (2004). Habitats factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape ecology*, 19: 531-542.
- CHINERY, M. (1986). *Collins Guide to the Insects of Britain and Europe*. Harper Collins. Londres.
- COLLARES-PEREIRA, M. J. (1983). *Estudo sistemático e citogenético dos pequenos ciprinídeos ibéricos pertencentes aos géneros Chondrostoma Agassiz, 1835, Rutilus, Rafinesque, 1820 e Anaecypris Collares-Pereira, 1983*. Dissertação de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FCUL). Lisboa.
- CRAMP, S. (1985). *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. IV. Oxford University Press, Oxford (pp: 466-481).
- CRAMP, S. (1988). *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. V. Oxford University Press, Oxford.
- CRAMP, S. & Perrins, C. M. (1994). *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. VIII. Oxford University Press, Oxford.
- DELGADO, M. M. & Penteriani, V. (2004). Gender determination of Eurasian Eagle-Owls (*Bubo bubo*) by morphology. *Journal of Raptor Research.*, 38(4): 375-377.
- DELIBES, M. & Hiraldo, F. (1981). The rabbit as prey in the Iberian Mediterranean ecosystems. Proceedings on the I World lagomorph conference. University of Guelph, Guelph, Ontario, Canadá, 1979: 614-622.
- DELIBES-MATEOS, M.; Redpath, S. M.; Angulo, E.; Ferreras, P. & Villafuerte, R. (2007). Rabbit as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation*, 137: 149-156.
- DELIBES-MATEOS, M.; Delibes, M.; Ferreras, P. & Villafuerte, R (2008). Key Role of European Rabbits in the Conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. *Conservation Biology*, 22(5): 1106-1117.
- DONÁZAR, J. A. (1988a). Variaciones en la alimentación entre adultos reproductores y pollos en el búho real (*Bubo bubo*). *Ardeola*, 35(2): 278-284.
- DONÁZAR, J. A. (1988b). Variaciones geográficas y estacionales en la alimentación del búho real (*Bubo bubo*). *Ardeola*, 36(1): 25-39.

- DONÁZAR, J. A. (1989). Variaciones geográficas y estacionales en la dieta del Búho real (*Bubo bubo*) en Navarra. *Ardeola*, 36: 25-36.
- DONÁZAR, J. A. & Castien, E. (1989). Predación del búho real (*Bubo bubo*) sobre la perdiz roja (*Alectoris rufa*): selección de edad y sexo. *Doñana, Acta Vertebrata*, 16(2): 219-225.
- DONÁZAR, J. A. & Ceballos, O. (1988). Sur l'alimentation du hibou grand duc (*Bubo bubo*) dans une localité de la haute montagne pyreneenne espagnole. *Alauda*, 56: 274-276.
- DONÁZAR, J. A. & Ceballos, O. (1989). Selective predation by Eagle Owls *Bubo bubo* on rabbits *Oryctolagus cuniculus*: Age and sex preferences. *Ornis Scandinavica*, 20: 117-122.
- DONÁZAR, J. A.; Hiraldo, F.; Delibes, M. & Estrella, R. R. (1989). Comparative food habits of the Eagle Owl *Bubo bubo* and the Great Horned Owl *Bubo virginianus* in six Palearctic and Nearctic biomes. *Ornis Scandinavica*, 20: 298-306.
- DUARTE, J. (2000). Liebre Ibérica *Lepus granatensis* Rosenhauer, 1856. *Galemys*, 12(1): 3-14.
- ESTABROOK, G. F. & Dunham, A. E. (1976). Optimal diet as a function of absolute abundance, relative abundance, and relative value of available prey. *The American Naturalist*, 110: 401-413.
- EQUIPA ATLAS (2008). *Atlas das aves nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim, Lisboa.
- FARFÁN, M. A.; Duarte, J.; Vargas, J. M. & Fa, J. E. (2012). Effects of human induced land-use changes on the distribution of the Iberian Hare. *Journal of Zoology*, 286(4): 258-265.
- FARFÁN, M. A.; Vargas, J. M.; Real, R.; Palomo, L. J. & Duarte, J. (2004). Population parameters and reproductive biology of the Iberian Hare *Lepus granatensis* in southern Iberia. *Acta Theriologica*, 49(3): 319-335.
- FELDHAMER, G. A.; Drickamer, L. C.; Vessey, S. H. & Merritt, J. F. (1999). *Mammalogy. Adaptation, Diversity and Ecology*. McGraw-Hill.

- FERNÁNDEZ-LLARIO, P. & Hidalgo de Trucios, S. J. (1995). Importancia de presas con limitaciones físicas en la dieta del buho real, *Bubo bubo*. *Ardeola*, 42(2): 205-207.
- FERREIRA, J. P. (1997). *Alguns aspectos da ecologia da Geneta (Genetta genetta, L.) no Perímetro Florestal da Contenda*. Relatório não publicado. FCUL. Lisboa.
- FLORÊNCIO, E. C. F. (1993). *O lagostim de rio (Procambarus clarkii Girard, 1852) como recurso alimentar da comunidade de carnívoros na reserve natural do Paúl do Boquilobo*. Relatório não publicado. FCUL. Lisboa.
- FLUX, J. E.C. & Angermann, R. (1990). The hares and jackrabbits. *Rabbits, hares and pikas, Status survey and conservation action plan*. Chapman, J. e Flux, J. (Eds.) IUCN/SSC Lagomorph Specialist Group, Suíça. Gland, pp: 61-94.
- GAMA, M. M. (1957). *Mamíferos de Portugal: chaves para a sua determinação*. Memórias e estudos do Museu Zoológico da Universidade de Coimbra.
- HAKKARAINEN, H.; Korpimäki, E.; Koivunen, V. & Ydenberg, R. (2002). Survival of male Tengmalm's Owls under temporally varying food conditions. *Oecologia*, 131: 83-88.
- HICKMAN, C. P. & Hickman, F. M. (1993). *Laboratory Studies in Integrated Principles of Zoology*. Mosby, St. Louis.
- HILDEBRAND, M. (1988). *Análisis of vertebrate structure*. John Wiley & Sons. Nova Iorque.
- HIRALDO, F.; Andrada, J. & Parreno, F. F. (1975a). Diet of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) in Mediterranean Spain. *Doñana, Acta Vertebrata*, 2: 161-177.
- HIRALDO, F.; Fernández, F. & Amores, F. (1975b). Diet of the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in southwestern Spain. *Doñana, Acta Vertebrata*, 2: 25-55.
- HOMOLKA, M. (1986). Daily activity pattern of the European hare (*Lepus granatensis*). *Folia zoology*, 35: 33-42.
- HOUSTON, C. S. & Francis, C. M. (1995). Survival of great horned owls in relation to the snowshoe hare cycle. *The Auk*, 112(1): 44-59.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES - IUCN (2012). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Acedido em Março 12, 2015, disponível em <http://www.iucnredlist.org/>.

- INSTITUTO DA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E DAS FLORESTAS - ICNF (2014). *Natureza e Áreas Classificadas / Rede Natura 2000 / Plano Setorial RN 2000 / Aves*. Acedido em Março 12, 2015, disponível em <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/resource/rn-plan-set/aves/b-bubo>.
- JAKSIC, F. M. & Soriguer, R. C. (1981). Predation upon the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Mediterranean habitats of Chile and Spain: a comparative analysis. *Journal of Animal Ecology*, 50: 269-281.
- KITTLEIN, M. J. (1997). Assessing the impact of owl predation on growth rate of a rodent prey population. *Ecological Modelling*, 103: 123-134.
- KREBS, J. R. & Davies, N. B. (1997). The evolution of Behavioral Ecology. In: Krebs, J. R. e Davies, N. B. (Eds.), *Behavioral Ecology – An Evolutionary Approach*. 4ª edição (pp. 3-18). Oxford: Blackwell Science Ltd., Blackwell Publishing.
- LEHIKONEN, A.; Lindén, A.; Byholm, P.; Ranta, E.; Saurola, P.; Valkama, J.; Kaitala, V. & Lindén, H. (2013). Impact of climate change and prey abundance on nesting success of a top predator, the goshawk. *Oecologia*, 171: 283-193.
- LOPES, A. (2012). *Estudo da dieta do Coelho-Bravo e Lebre-Ibérica em Trás-os-Montes: Influência da alimentação na estratégia reprodutora*. Dissertação de Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária de Bragança. Bragança.
- LOURENÇO, R. (2000). *Distribuição, Situação populacional e Ecologia trófica do Bufo-real (*Bubo bubo* Linnaeus, 1758) no Nordeste Algarvio*. Relatório de Estágio da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais Terrestres. Departamento de Zoologia e Antropologia – FCUL; Centro de Estudos da Avifauna Ibérica (CEAI). Lisboa
- LOURENÇO, R. (2006). The food habits of Eurasian Eagle-owls in Southern Portugal. *Journal Raptor Research*, 40: 297-300.
- LOURENÇO, R.; Santos, S. M.; Rabaça, J. E. & Penteriani, V. (2011). Superpredation patterns in four large European raptors. *Population Ecology*, 53: 175-185.
- LOURENÇO, R.; Penteriani, V.; Rabaça, J. E. & Korpimäki, E. (2014). Lethal interactions among vertebrate top predators: a review of concepts, assumptions and terminology. *Biological Reviews*, 89(2): 270-283.
- MACARTHUR, R. H. & Pianka, E. R. (1966). On optimal use of patchy environment. *The American Naturalist*, 100: 603-609.

- MADUREIRA, M. L. & Ramalhinho, M. G. (1981). *Notas sobre a distribuição, diagnose e ecologia dos Insectivora e Rodentia portugueses*. Arquivos Museu Bocage (Série A), 1: 165-263.
- MARCHESI, L.; Pedrini, P. & Sergio, F. (2002). Biases associated with diet study methods in the Eurasian Eagle-Owl. *Journal Raptor Research*, 36: 11-16.
- MARTÍNEZ, J. A. & Zuberogoitia, I. (2001). The response of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. *Journal für Ornithologie*, 142: 204-211.
- MARTÍNEZ, J. A.; Zuberogoitia, Í. & Alonso, R. (2002). *Rapaces Nocturnas. Guía para la determinación de la edad y el sexo en las Estrigiformes ibéricas*. 1ª edição, Monticola Ed., Madrid, pp. 82.
- MARTÍNEZ, J. E. & Calvo, J. (2001). Diet and Breeding Success of Eagle Owl in Southern Spain: Effect of Rabbit Haemorrhagic Disease. *Journal of Raptor Research*, 35(3): 259-262.
- MARTÍNEZ, J. E.; Sánchez, M. A.; Carmona, D.; Sánchez, J. A.; Ortuño, A. & Martínez, R. (1992). The ecology and conservation of Eagle Owl (*Bubo bubo*) in Murcia, southeast Spain. In: Galbraith, C. A.; Taylor, I. R.; Percival, S. (Eds.), *The Ecology and conservation of European owls*. Reino Unido: Nature conservation nº5 (pp. 84-88).
- MIKKOLA, H. (1983). *Owls of Europe*. T. & A. D. Poyser. Londres.
- MITCHELL-JONES, A. J.; Amori, G.; Bogdanowicz, W.; Kryštufek, B.; Reijnders, P. J. H.; Spitzenberger, F.; Stubbe, M.; Thissen, J. B. M.; Vohralik, V. & Zima, J. (1999). *The Atlas of European Mammals*. Academic Press, Londres, Reino Unido.
- MOLEÓN, M.; Sánchez-Zapata, J. A.; Real, J.; García-Charton, J. A.; Gil-Sánchez, J. M.; Palma, L.; Bautista, J. & Bayle, P. (2009). Large-scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey. *Journal of Biogeography*, 36(8): 1502-1515.
- MØLLER, A. P. (2006). Sociality, age at first reproduction and senescence: comparative analyses of birds. *Journal of Evolutionary Biology*, 19: 682-689.
- MORENO, E. (1985). Clave osteológica para la identificación de los Passeriformes ibéricos. I. *Ardeola*, 32: 295-377.

- MORENO, E. (1986). Clave osteológica para la identificación de los Passeriformes ibéricos. I. *Ardeola*, 33: 69-129
- MORENO, E. (1987). Clave osteológica para la identificación de los Passeriformes ibéricos. I. *Ardeola*, 34: 243-273.
- MORENO, S.; Villafuerte, R. & Delibes, M. (1996). Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of the vegetation by European wild rabbits. *Canadian Journal of Zoology*, 74 (9): 1656-1660.
- MORRIS, P. (1979). Rats in the diet of the barn owl. *Journal of Zoology*, 189: 540-545.
- NORRDAHL, K. & Korpimäki, E. (2000). Do predators limit the abundance of alternative prey? Experiments with vole-eating avian and mammalian predators. *OIKOS*, 91: 528-540.
- ORTEGO, J. & Díaz, M. (2004). Habitat preferences models for nesting Eagle Owls *Bubo bubo*: how much can be inferred from changes with spatial scale? *Ardeola*, 51: 385-394.
- PAUPÉRIO, J. M. J. P. C. (2003). *Ecologia de lebre-ibérica (Lepus granatensis) num ecossistema de montanha*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto.
- PENTERIANI, V. & Delgado, M. M. (2010). Búho real – *Bubo bubo*. In: Salvador, A. e Bautista, L. M. (Eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid, Museo Nacional de Ciencias Naturales. Acedido em Março 12, 2015, disponível em <http://www.vertebradosibericos.org/aves/bubbub.html>.
- PENTERIANI, V.; Delgado, M. M.; Bartolommei, P.; Maggio, C.; Alonso-Alvarez, C. & Holloway, G. J. (2008a). Owls and rabbits: predation against substandard individuals of an easy prey. *Journal of Avian Biology*, 39: 215-221.
- PENTERIANI, V.; Gallardo, M. & Roche, P. (2002a). Landscape structure and food supply affect Eagle Owl (*Bubo bubo*) density and breeding performance: a case of intrapopulation heterogeneity. *Journal of Zoology, London*, 257: 365-372.
- PENTERIANI, V.; Gallardo, M.; Roche, P. & Cazassus, H. (2002b). Effects of landscape spatial structure and composition on the settlement of the Eagle Owl *Bubo bubo* in a Mediterranean habitat. *Ardea*, 89: 331-340.
- PENTERIANI, V.; Lourenço, R. & Delgado, M. (2008b). *El fenómeno de la colonización de Doñana por parte del Búho real. Patrones espacio-temporales de la población y efectos sobre las comunidades de aves y mamíferos*. Convenio de



colaboración entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) para la realización del trabajo denominado “Colonización del búho real en el Parque Natural de Doñana”. Relatório final de projecto não publicado.

PENTERIANI, V.; Lourenço, R. & Delgado, M. (2012). Eagle Owls in Doñana: a conservation dilemma or not? *British Birds*, 105: 88-95.

PEREZ-MELLADO, V. (1980). Alimentación del Buho real (*Bubo bubo* L.) en España Central. *Ardeola*, 25: 93-112.

PINHEIRO, A. (2000). Projecto de Estudo de Biologia e Ecologia do Bufo-real (*Bubo bubo*) na area de regolfo de Alqueva + Pedrógão. Dissertação de Mestrado. Universidade de Évora. Évora

POLIS, G. A.; Myers, C. A. & Holt, R. D. (1989). The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 20: 297-330.

POURLIS, A. (2011). Developmental Malformations in Avian Species. Manifestations of Unknown or Genetic Etiology – A Review. *Asian Journal and Veterinary Advances*, 6(5): 401-415.

PRENDA, J. & Granado-Lorencio, C. (1992). Claves de identificación de *Barbus bocagei*, *Chondrostoma polylepis*, *Leuciscus pyrenaicus* y *Cyprinus carpio* mediante algunas de sus estructuras oseas. *Doñana, Acta Vertebrata*, 19: 25-36.

PRENDA, J.; D., Freitas; Santos-Reis, M. & Collares-Pereira, M. J. (1997). Guía para la identificación de restos óseos pertenecientes a algunos peces communes en las aguas continentals de la Península Ibérica para el estudio de la dieta de depredadores ictiófagos. *Doñana, Acta Vertebrata*, 24: 155-180.

PROCTOR, N. S. & Lynch, P. J. (1993). *Manual of Ornithology*. Avian Structure & Function. Yale University Press. New Haven.

PULLIAM, H. R. (1974). On the Theory of Optimal Diets. *The American Naturalist*, 108(959): 59-74.

PURROY, J. & Purroy, F. J. (2014). Perdiz pardilla – *Perdix perdix*. In: Salvador, A. e Bautista, L. M. (Eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid, Museo Nacional de Ciencias Naturales. Acedido em Março 12, 2015, disponível em <http://www.vertebradosibericos.org/aves/perper.html>.

- REAL, J.; Galobart, A. & Fernández, J. (1985). Estudi preliminar d'una població de Duc (*Bubo bubo*) al Vallés y Bages. *Medi Natural de Vallés*, 1: 175-187.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S.; Díaz, T. E.; Fernández-González, F.; Izco, J.; Loidi, J.; Lousã, M. & Penas, A. (2002). Vascular plant communities of Spain and Portugal. *Itinera Geobotanica*, 15: 5-432.
- ROHNER, C. & Hunter, D. B. (1996). First-year survival of great horned owls during a peak and decline of the snowshoe hare cycle. *Journal of Zoology*, 74(6): 1092-1097.
- RUEDA, M.; Rebollo, S. & Gálvez Bravo, L. (2008). Age and season determine European rabbit use in Mediterranean ecosystems. *Acta Oecologica*, 34: 266-273.
- SÁNCHEZ, R.; Margalida, A.; González, L. M. & Oria, J. (2008). Biases in the diet sampling methods in the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ornis Fennica*, 85: 82-89.
- SCHLUTER, D. (1981). Does the theory of optimal diets apply in complex environments? *The American Naturalist*, 118: 139-147.
- SERGIO, F.; Marchesi, L. & Pedrini, P. (2003). Spatial refugia and the coexistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. *Journal of Animal Ecology*, 72: 232-245.
- SERRANO, D. (1998). Diferencias interhabitat en la alimentación del Búho Real (*Bubo bubo*) en el Valle Medio del Ebro (NE de España): Efecto de la disponibilidad de conejo (*Oryctolagus cuniculus*). *Ardeola*, 45: 35-46.
- SERRANO, D. (2000). Relationship between raptors and rabbits in the diet of Eagle Owls in Southwestern Europe: competition removal or food stress? *Journal of Raptor Research*, 34: 305-310.
- SIH, A. & Christensen, B. (2001). Optimal diet theory: when does it work, and when and why does it fail? *Animal Behaviour*, 61: 379-390.
- SORIGUER, R. (1983). El conejo: papel ecológico y estrategia de vida en los ecosistemas mediterráneos. In *XV Congreso Internacional Fauna Cinegética y Silvestre, Trujillo, España, 1981* (pp.517-540).
- STEENHOF, K. & Kochert, M. N. (1988). Dietary responses of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. *Journal of Animal Ecology*, 57: 37-48.

- TABLADO, Z.; Revilla, E. & Palomares, F. (2009). Breeding like rabbits: global patterns of variability and determinants of European wild rabbit reproduction. *Ecography*, 32: 310-320.
- TOMÉ, R. (1994). *A Coruja-das-torres (Tyto alba Scopoli, 1769) no Estuário do Tejo: fenologia, dinâmica populacional, utilização do espaço e ecologia trófica*. Relatório não publicado. FCUL. Lisboa.
- TRANCOSO, M. M. (1987). *Estudo sistemático de populações de Chondrostoma Agassiz, 1935 (Pisces, Cyprinidae). A especialização de Ch. polylepis Steind., 1865 e Ch. wilkommi Steind., 1866*. Dissertação de Doutoramento. FCUL. Lisboa.
- VALKAMA, J.; Korpimäki, E.; Holm, A. & Hakkarainen, H. (2002). Hatching asynchrony and brood reduction in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*: the role of temporal and spatial variation in food abundance. *Oecologia*, 133: 334-341.
- VARGAS, J. M.; Palomo, L. J. & Palmquist, P. (1988). Predacion y seleccion intraespecifica de la lechuza comun (*Tyto alba*) sobre el raton moruno (*Mus spretus*). *Ardeola*, 35(1): 109-123.
- VILLAFUERTE, R. (2002). *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). In: *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – SECEM – SECEMU, Madrid, pp. 464-467.
- VIÑUELA, J. & Veiga, J. P. (1992). Importance of rabbits in the diet and reproductive success of Black Kites in southwestern Spain. *Ornis Scandinavica*, 23: 132-138.
- WOOD, D. H. (1980). The demography of a rabbit population in an arid region of New South Wales Australia. *Journal of Animal Ecology*, 49: 55-79.
- YALDEN, D. W. (1977). *The identification of remains in owl pellets*. Mammal Society Occasional Publications 2: 1-8.
- YALDEN, D. W. & Morris, P. A. (1990). *The analysis of Owl pellets*. Mammal Society Occasional Publications 13.
- ZAMORANO, E.; Palomo, L. J.; Antúnez, A. & Vargas, J. M. (1986). Criterios de predacion selectiva de *Bubo bubo* y *Tyto alba* sobre *Rattus*. *Ardeola*, 33(1-2): 3-9.

## ANEXO I

**Tabela 10:** Número total de presas (**Total**, n), percentagem de ocorrência total em termos numéricos (**PON%**), média das percentagens de ocorrência em termos numéricos ( $\bar{x}$  **PON%**) e média das percentagens em termos de biomassa ( $\bar{x}$  **POB%**) por grupo taxonómico.

Grupo taxonómico	Total	PON	$\bar{x}$ <b>PON</b>	$\bar{x}$ <b>POB</b>
<b>TOTAL PRESAS</b>	8920			
<b>CLASSE MAMMALIA</b>	6093	68,3	67,2±9,39	77,6±7,78
<b>Ordem Eulipothyphla (Insectivora)</b>	420	4,7	4,6±4,37	5,3±4,65
<b>Família Erinaceidae</b>	409	4,6		
Ouriço-cacheiro <i>Erinaceus europaeus</i>	409	4,6	4,6±4,31	5,3±4,63
<b>Família Talpidae</b>	6	0,1		
Toupeira <i>Talpa occidentalis</i>	6	0,1	0,0±0,13	0,0±0,3
<b>Família Soricidae</b>	5	0,1		
Musaranho-de-dentes-brancos <i>Crocidura russula</i>	5	0,1	0,0±0,12	0,0±0,0
<b>Ordem Carnivora</b>	23	0,3	0,3±0,48	0,4±0,98
<b>Família Felidae</b>	4	0,05		
Gato-doméstico <i>Felis catus</i>	4	0,05	0,1±0,22	0,1±0,49
<b>Família Canidae</b>	7	0,1		
Raposa <i>Vulpes vulpes</i> (juvenil)	4	0,05	0,0±0,14	0,0±0,20
Canidae n.i. (juvenil)	3	0,03	0,0±0,16	0,1±0,35
<b>Família Viverridae</b>	1	0,01		
Geneta <i>Genetta genetta</i>	1	0,01	0,0±0,15	0,1±0,33
<b>Família Mustelidae</b>	7	0,1		
Doninha <i>Mustela nivalis</i>	7	0,1	0,0±0,13	0,0±0,02
<b>Carnivora n.i.</b>	4	0,05	0,1±0,18	0,1±0,30
<b>Ordem Rodentia</b>	1055	11,8	12,8±7,01	4,6±3,37
<b>Família Muridae</b>	675	7,6		
Ratazana-preta <i>Rattus rattus</i>	194	2,2	2,3±2,47	0,8±0,96
Ratazana-castanha <i>Rattus norvegicus</i>	58	0,7	0,7±1,20	0,4±0,76
Ratazanas <i>Rattus</i> spp.	274	3,1	3,3±3,92	1,3±1,91
Rato-do-campo <i>Apodemus sylvaticus</i>	92	1,0	1,0±0,78	0,1±0,14
<i>Apodemus sylvaticus</i> / <i>Mus</i> spp.	1	0,01	0,0±0,08	0,0±0,00
Ratinho-ruivo <i>Mus spretus</i>	1	0,01	0,0±0,13	0,0±0,00
Ratinho-doméstico/ruivo <i>Mus</i> spp.	53	0,6	0,6±1,20	0,0±0,05
Muridae n.i.	2	0,02	0,0±0,09	0,0±0,02
<b>Família Gliridae</b>	30	0,3		
Leirão <i>Eliomys quercinus</i>	30	0,3	0,4±0,97	0,1±0,27
<b>Família Cricetidae (Microtidae)</b>	350	3,9		
Rato-de-água <i>Arvicola sapidus</i>	313	3,5	3,9±3,82	1,9±1,92
Rato-cego-mediterrânico <i>Microtus duodecimcostatus</i>	24	0,3	0,3±0,60	0,0±0,04
Rato-de-Cabrera <i>Microtus cabreræ</i>	1	0,01	0,0±0,08	0,0±0,01
Ratos-cegos <i>Microtus</i> spp.	12	0,1	0,1±0,26	0,0±0,02
<b>Ordem Lagomorpha</b>	4595	51,5	49,6±13,16	67,3±10,93
<b>Família Leporidae</b>	4595	51,5		
Coelho-bravo <i>Oryctolagus cuniculus</i>	2893	32,4	30,2±14,25	42,0±16,05
Lebre-ibérica <i>Lepus granatensis</i>	1699	19,0	19,4±9,28	25,2±12,40
<i>Oryctolagus cuniculus</i> / <i>Lepus granatensis</i>	3	0,03	0,0±0,26	0,1±0,38
<b>CLASSE AVES</b>	2610	29,3	30,4±9,12	21,9±7,68
<b>Ordem Podicipediformes</b>	59	0,7	0,7±1,51	0,4±0,73
<b>Família Podicipedidae</b>	59	0,7		
Mergulhão-pequeno <i>Tachybaptus ruficollis</i>	56	0,6	0,7±1,51	0,3±0,55
Mergulhão-de-crista <i>Podiceps cristatus</i>	3	0,03	0,1±0,26	0,1±0,53
<b>Ordem Ciconiiformes</b>	21	0,2	0,3±0,48	0,3±0,44
<b>Família Ardeidae</b>	21	0,2		
Garça-branca <i>Bubulcus ibis</i>	16	0,2	0,2±0,46	0,2±0,43
Garça-branca <i>Egretta garzetta</i>	5	0,06	0,1±0,18	0,1±0,18
<b>Ordem Anseriformes</b>	72	0,8	1,0±2,15	1,4±3,01
<b>Família Anatidae</b>	72	0,8		
Pato-real <i>Anas platyrhynchos</i>	15	0,2	0,2±0,43	0,4±0,98
<i>Anas platyrhynchos</i> (var. dom.)	1	0,01	0,0±0,04	0,0±0,10

Continuação da Tabela 10

Grupo taxonómico	Total	PON	$\bar{x}_{PON}$	$\bar{x}_{POB}$
Frisada <i>Anas strepera</i>	9	0,1	0,1±0,57	0,3±0,98
Marrequinha <i>Anas crecca</i>	2	0,02	0,0±0,15	0,0±0,13
<i>Anas</i> spp.	8	0,09	0,1±0,30	0,2±0,54
<i>Anser</i> spp. (var. dom.) (pulli)	1	0,01	0,0±0,04	0,0±0,15
Anatidae n.i. (pulli)	36	0,4	0,6±1,49	0,5±1,74
<b>Ordem Accipitriformes (Falconiformes)</b>	22	0,2	0,3±0,61	0,3±0,62
<b>Família Accipitridae</b>	14	0,2		
Peneireiro-cinzento <i>Elanus caeruleus</i>	7	0,08	0,1±0,20	0,0±0,17
Milhafre-real <i>Milvus milvus</i>	1	0,01	0,0±0,07	0,0±0,18
Tartaranhão-caçador <i>Circus pygargus</i>	1	0,01	0,0±0,03	0,0±0,03
Águia-d'asa-redonda <i>Buteo buteo</i>	4	0,05	0,0±0,17	0,1±0,34
Águia-calçada <i>Hieraetus pennatus</i>	1	0,01	0,0±0,04	0,0±0,06
<b>Família Falconidae</b>	8	0,09		
Peneireiro-vulgar <i>Falco tinnunculus</i>	8	0,09	0,1±0,44	0,1±0,34
<b>Ordem Galliformes</b>	587	6,6	7,5±4,40	8,5±4,23
<b>Família Phasianidae</b>	587	6,6		
Perdiz-vermelha <i>Alectoris rufa</i>	577	6,5	7,4±7,35	8,3±4,15
Codorniz <i>Coturnix coturnix</i>	3	0,03	0,0±0,13	0,0±0,03
Galinha-doméstica <i>Gallus gallus</i> (var. dom.)	7	0,08	0,1±0,32	0,1±0,48
<b>Ordem Gruiformes</b>	246	2,8	2,9±2,74	2,2±2,25
<b>Família Rallidae</b>	242	2,7		
Galinha-d'água <i>Gallinula chloropus</i>	231	2,6	2,8±2,68	2,0±2,08
Galeirão-comum <i>Fulica atra</i>	10	0,1	0,1±0,20	0,2±0,45
Rallidae n.i. (pulli)	1	0,01	0,0±0,06	0,0±0,02
<b>Família Otididae</b>	4	0,05		
Sisão <i>Tetrax tetrax</i>	4	0,05	0,0±0,18	0,1±0,26
<b>Ordem Charadriiformes</b>	96	1,1	1,0±1,01	0,8±0,87
<b>Família Burhinidae</b>	41	0,5		
Alcaravão <i>Burhinus oedicnemus</i>	41	0,5	0,4±0,59	0,5±0,74
<b>Família Charadriidae</b>	41	0,5		
Abibe <i>Vanellus vanellus</i>	34	0,4	0,3±0,53	0,2±0,25
Tarambola-dourada <i>Pluvialis apricaria</i>	7	0,1	0,1±0,31	0,0±0,13
<b>Família Scolopacidae</b>	12	0,1		
Narceja <i>Gallinago gallinago</i>	3	0,03	0,1±0,28	0,0±0,07
Galinholo <i>Scolopax rusticola</i>	6	0,07	0,1±0,21	0,1±0,14
Borrelho-pequeno-de-coleira <i>Charadrius dubius</i> / Maçarico-bique-bique <i>Tringa ochropus</i> /Maçarico-das-rochas <i>Actitis hypoleucos</i>	3	0,03	0,0±0,09	0,0±0,01
Charadriiformes n.i.	2	0,02	0,0±0,05	0,0±0,02
<b>Ordem Columbiformes</b>	447	5,0	4,6±3,82	3,7±3,07
<b>Família Columbidae</b>	447	5,0		
Pombo-torcaz <i>Columba palumbus</i>	50	0,6	0,7±1,14	0,9±1,30
Pombo-das-rochas <i>Columba livia</i> (var. dom.)	345	3,9	3,3±3,34	2,4±2,44
<i>Columba</i> spp.	27	0,3	0,4±0,71	0,3±0,57
Rola-brava <i>Streptopelia turtur</i>	6	0,1	0,1±0,18	0,0±0,06
Rola turca <i>Streptopelia decaocto</i>	5	0,1	0,0±0,14	0,0±0,06
<i>Streptopelia</i> spp.	14	0,2	0,2±0,45	0,1±0,18
<b>Ordem Strigiformes</b>	259	2,9	2,6±2,65	1,7±1,89
<b>Família Tytonidae</b>	60	0,7		
Coruja-das-torres <i>Tyto alba</i>	60	0,7	0,6±0,77	0,4±0,52
<b>Família Strigidae</b>	199	2,2		
Mocho-d'orelhas <i>Otus scops</i>	2	0,02	0,0±0,19	0,0±0,02
Bufo-real <i>Bubo bubo</i>	3	0,03	0,0±0,19	0,1±0,36
Mocho-galego <i>Athene noctua</i>	129	1,4	1,2±1,35	0,5±0,62
Coruja-do-mato <i>Strix aluco</i>	57	0,6	0,6±1,09	0,6±1,05
Bufo-pequeno <i>Asio otus</i>	7	0,08	0,1±0,33	0,1±0,22
<i>Tyto alba</i> / <i>Strix aluco</i>	1	0,01	0,0±0,04	0,0±0,03
<b>Ordem Coraciiformes</b>	15	0,2	0,2±0,39	0,0±0,07
<b>Família Upupidae</b>	7	0,08		
Poupa <i>Upupa epops</i>	7	0,08	0,1±0,35	0,0±0,07
<b>Família Meropidae</b>	5	0,06		

Continuação da Tabela 10

Grupo taxonómico	Total	PON	$\bar{x}_{PON}$	$\bar{x}_{POB}$
Abellharuco <i>Merops apiaster</i>	5	0,06	0,0±0,17	0,0±0,02
<b>Família Alcenidae</b>	3	0,03		
Guarda-rios <i>Alcedo atthis</i>	3	0,03	0,0±0,13	0,0±0,02
<b>Ordem Piciformes</b>	2	0,02	0,0±0,07	0,0±0,03
<b>Família Picidae</b>	2	0,02		
Pica-pau-verde <i>Picus viridis</i>	2	0,02	0,0±0,07	0,0±0,03
<b>Ordem Passeriformes</b>	759	8,5	8,9±5,59	2,3±1,80
<b>Família Alaudidae</b>	1	0,01		
Alaudidae n.i.	1	0,01	0,0±0,04	0,0±0,00
<b>Família Hirundinidae</b>	1	0,01		
Hirundinidae n.i.	1	0,01	0,0±0,11	0,0±0,01
<b>Família Motacillidae</b>	2	0,02		
Motacillidae n.i.	2	0,02	0,0±0,11	0,0±0,01
<b>Família Turdidae</b>	49	0,5		
Melro-preto <i>Turdus merula</i>	8	0,09	0,2±0,60	0,0±0,10
<i>Turdus</i> spp.	7	0,08	0,1±0,45	0,0±0,11
Turdidae n.i.	33	0,4	0,4±0,71	0,1±0,12
<b>Família Muscicapidae</b>	1	0,01		
Rouxinol-comum <i>Luscinia megarhynchos</i>	1	0,01	0,0±0,28	0,0±0,01
<b>Família Sylviidae</b>	3	0,03		
Sylviidae n.i.	3	0,03	0,0±0,10	0,0±0,00
<b>Família Corvidae</b>	351	3,9		
Pega-rabuda <i>Pica pica</i>	75	0,8	1,1±1,68	0,6±1,20
Pega-azul <i>Cyanopica cyanus</i> (cooki)	192	2,2	2,0±3,09	0,4±0,67
Gaio <i>Garrulus glandarius</i>	72	0,8	0,8±1,10	0,3±0,40
Gralha-preta <i>Corvus corone</i>	4	0,05	0,1±0,29	0,1±0,33
Gralha-de-nuca-cinzenta <i>Corvus monedula</i>	1	0,01	0,0±0,26	0,0±0,12
Corvo <i>Corvus corax</i>	1	0,01	0,0±0,06	0,0±0,23
<i>Pica pica</i> / <i>Garrulus glandarius</i>	6	0,07	0,1±0,17	0,0±0,07
<b>Família Laniidae</b>	2	0,02		
Picanço-real <i>Lanius meridionalis</i>	2	0,02	0,0±0,07	0,0±0,01
<b>Família Sturnidae</b>	113	1,3		
Estorninho-preto <i>Sturnus unicolor</i>	113	1,3	1,6±1,94	0,4±0,67
<b>Família Passeridae</b>	24	0,3		
Pardal-comum <i>Passer domesticus</i>	11	0,1	0,1±0,70	0,0±0,07
<i>Passer</i> spp.	13	0,1	0,1±0,89	0,0±0,08
<b>Família Fringillidae</b>	12	0,1		
Pintassilgo <i>Carduelis carduelis</i>	3	0,03	0,0±0,21	0,0±0,01
Fringillidae n.i.	9	0,1	0,1±0,30	0,0±0,03
<b>Família Emberizidae</b>	8	0,09		
Trigueirão <i>Miliaria calandra</i>	8	0,09	0,1±0,29	0,0±0,03
<b>Passeriformes n.i.</b>	193	2,2	1,9±2,02	0,3±0,41
<b>Aves n.i.</b>	25	0,3	0,4±0,60	0,4±0,72
<b>CLASSE REPTILIA</b>	2	0,02	0,0±0,19	0,0±0,05
<b>Ordem Squamata</b>	2	0,02	0,0±0,19	0,0±0,05
<b>Família Colubridae</b>	1	0,01		
Colubridae n.i.	1	0,01	0,0±0,18	0,0±0,05
<b>Família Phyllodactylidae</b>	1	0,01		
Osga <i>Tarentola mauritanica</i>	1	0,01	0,0±0,08	0,0±0,00
<b>CLASSE AMPHIBIA</b>	99	1,1	0,9±1,08	0,2±0,21
<b>Ordem Anura</b>	99	1,1	0,9±1,08	0,2±0,21
<b>Família Pelobatidae</b>	65	0,7		
Sapo-de-unha-negra <i>Pelobates cultripes</i>	65	0,7	0,6±0,94	0,1±0,19
<b>Família Bufonidae</b>	1	0,01		
Sapo-comum <i>Bufo bufo</i>	1	0,01	0,0±0,05	0,0±0,01
<b>Família Ranidae</b>	1	0,01		
Rã-verde <i>Pelophylax perezi</i>	1	0,01	0,0±0,03	0,0±0,00
Anura n.i.	32	0,4	0,3±0,54	0,1±0,09
<b>CLASSE OSTEICHTHYES</b>	29	0,3	0,3±1,04	0,3±1,09
<b>Ordem Cyprinodontiformes</b>	29	0,3	0,3±1,04	0,3±1,09

Continuação da Tabela 10

Grupo taxonómico	Total	PON	$\bar{x}_{PON}$	$\bar{x}_{POB}$
<b>Família Cyprinidae</b>	29	0,3		
<i>Barbus</i> spp.	26	0,3	0,3±1,04	0,3±1,09
<i>Carpa Cyprinus carpio</i>	1	0,01	0,0±0,03	0,0±0,06
Cyprinidae n.i.	2	0,02	0,0±0,05	0,0±0,02
<b>PHYLUM ARTHROPODA (invertebrados)</b>	87	1,0	1,0±1,29	0,0±0,07
<b>CLASSE INSECTA</b>	44	0,5	0,4±0,67	0,0±0,01
<b>Ordem Coleoptera</b>	41	0,5	0,4±0,63	0,0±0,01
<b>Família Scarabaeidae</b>	17	0,2		
Escaravelho-rinoceronte <i>Oryctes nasicornis</i>	2	0,02	0,0±0,12	0,0±0,00
<i>Scarabaeus</i> spp.	8	0,1	0,0±0,26	0,0±0,00
Escaravelho-rinoceronte <i>Copris hispanus</i>	3	0,03	0,0±0,15	0,0±0,00
<i>Copris</i> spp.	3	0,03	0,0±0,10	0,0±0,00
Scarabaeidae n.i.	1	0,01	0,0±0,04	0,0±0,00
<b>Família Cerambycidae</b>	1	0,01		
Cerambycidae n.i.	1	0,01	0,0±0,15	0,0±0,00
Coleoptera n.i.	23	0,3	0,2±0,44	0,0±0,01
<b>Ordem Orthoptera</b>	3	0,03	0,0±0,10	0,0±0,00
Orthoptera n.i.	3	0,03	0,0±0,10	0,0±0,00
<b>CLASSE ARACHNIDA</b>	7	0,1	0,1±0,24	0,0±0,01
<b>Ordem Scorpiones</b>	7	0,1	0,1±0,24	0,0±0,01
<b>Família Buthidae</b>	7	0,1		
Lacrau <i>Buthus occitanus</i>	7	0,1	0,1±0,24	0,0±0,01
<b>CLASSE CRUSTACEA</b>	36	0,4	0,6±1,13	0,0±0,07
<b>Ordem Decapoda</b>	36	0,4	0,6±1,13	0,0±0,07
<b>Família Carambidae</b>	36	0,4		
Lagostim-vermelho-do-Louisiana				
<i>Procambarus clarkii</i>	36		0,6±1,13	0,0±0,07